

Aurora Carvalho Morais

**ESTUDO DA EFICIÊNCIA DE DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMENTO NA
QUALIDADE DA ÁGUA DE UMA PISCICULTURA INTENSIVA DE PREGADO
(*Scophthalmus maximus L.*) AO LONGO DE UM CICLO PRODUTIVO**



Departamento de Zoologia e Antropologia
Faculdade de Ciências da Universidade do Porto
Fevereiro de 2002

Aurora Carvalho Morais

**ESTUDO DA EFICIÊNCIA DE DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMENTO NA
QUALIDADE DA ÁGUA DE UMA PISCICULTURA INTENSIVA DE PREGADO
(*Scophthalmus maximus L.*) AO LONGO DE UM CICLO PRODUTIVO**



Departamento de Zoologia e Antropologia
Faculdade de Ciências da Universidade do Porto
Fevereiro de 2002

Aurora Carvalho Morais

**ESTUDO DA EFICIÊNCIA DE DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMENTO NA
QUALIDADE DA ÁGUA DE UMA PISCICULTURA INTENSIVA DE PREGADO
(*Scophthalmus maximus L.*) AO LONGO DE UM CICLO PRODUTIVO**

**Dissertação de Mestrado em Ecologia
Aplicada apresentada à Faculdade de
Ciências da Universidade do Porto**

Porto 2002

AGRADECIMENTOS

À Professora Doutora Teresa Borges do Departamento de Zoologia e Antropologia da F.C.U.P. que com toda a seus conhecimentos científicos e experiência me sugeriu o tema e me orientou com dedicação, amizade e completa disponibilidade em todas as fases deste trabalho que decorreram desde a elaboração do projecto inicial do mesmo até a fase de conclusão da dissertação.

À Professora Doutora Paula Castro da Escola Superior de Biotecnologia da Universidade Católica do Porto que aceitou co – orientar este trabalho e cujos esclarecimentos de dúvidas foram essenciais no desenvolvimento do estudo preliminar do biofilme.

À minha amiga e colega de mestrado Dr. Patrícia Silva por toda a ajuda, companhia, apoio, amizade e carinho demonstrados ao longo de todo o período de realização deste trabalho.

À Dr. Fátima Carvalho da Escola Superior de Biotecnologia da Universidade Católica do Porto pela sua preciosa ajuda e acompanhamento durante a execução da parte experimental respeitante ao estudo preliminar do biofilme.

Ao biólogo responsável pela piscicultura onde este estudo foi realizado, pela sua disponibilidade no esclarecimento de dúvidas e prestação de informações relativas ao funcionamento da mesma e, ainda, pelo seu precioso auxílio na recolha das amostras.

Ao dono da piscicultura pela permissão da utilização da mesma para recolha de amostras.

Aos meus pais, por mais uma vez, me dedicarem todo o seu amor e indiscutível apoio mesmo quando as minhas ausências de casa foram por períodos demasiado longos. A eles dedico este trabalho.

Ao “meu” Luís pela ajuda prestada na tradução e interpretação de alguma da literatura consultada, e pelas preciosas críticas construtivas tecidas. Agradeço-lhe, por mais uma vez, ter suportado as minhas variações de humor com toda a paciência e carinho.

À minha amiga Dr. Raquel Tavares pela hospitalidade com que me recebeu na sua casa no decorrer dos vários meses deste trabalho.

Aos funcionários da Estação de Zoologia Marítima especialmente à dona Adozinda.

A todos os meus amigos e colegas, (especialmente à Anabela, Mané e Amélia), que de alguma forma me ajudaram, agradeço-lhes a sua contribuição.

Resumo

Os principais objectivos do presente trabalho relacionaram-se com a caracterização da água do mar usada e do efluente produzido por uma piscicultura intensiva de Pregado (*Scophthalmus maximus*) localizada no norte de Portugal e com a avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento do efluente implementados. Foram seleccionados cinco pontos de amostragem designados por A₁, A₂, A₃, A₄ e A₅ que corresponderam, respectivamente, à água de entrada na piscicultura, ao efluente total não tratado, ao efluente após o filtro mecânico, ao efluente após o filtro biológico e ao efluente após ozonizador. As amostras foram colhidas tendo em conta a estação do ano (Verão / Inverno), regime hidráulico e a situação de alimentação dos animais (antes / após fornecimento do alimento).

Durante o período de amostragem compreendido entre Agosto de 2000 e Julho de 2001 procedeu-se à caracterização físico – química das amostras avaliando-se os parâmetros: temperatura, salinidade, pH, oxigénio, amónia, nitritos, nitratos, fosfatos e sólidos suspensos.

Com base nos resultados obtidos constatou-se que a água de entrada na piscicultura podia não ser apenas água do mar, mas também água salobra captada na praia. Verificou-se, ainda, que esta continha uma percentagem de nitratos na ordem dos 90%, facto que poderá estar relacionado com a infiltração de água proveniente da intensa actividade agrícola praticada nas proximidades da piscicultura.

Os valores de nutrientes no efluente total não tratado estiveram compreendidos entre: nitratos 0,377 e 5,190 mg/l; nitritos 0,116 e 0,628 mg/l; fosfatos 0,182 e 1,869 mg/l; amónia 0,504 e 2,901 mg/l. Estes valores não ultrapassaram os definidos pela legislação em vigor, se considerados como valores instantâneos.

Constatamos que a qualidade da água que abastece a piscicultura e a composição do efluente dependem do regime hidráulico a que a mesma está sujeita. Este é determinado pelo período de funcionamento de uma bomba grande localizada no mar, que depende do ciclo e amplitude das marés. Ao longo do período de amostragem o regime hidráulico predominante foi o semi – fechado com taxas elevadas de recirculação (superiores a 50%).

Relativamente aos valores de sólidos suspensos obtidos consideramos que estes foram influenciados pelo Inverno anormalmente chuvoso a que o nosso país esteve sujeito durante o período de amostragem.

A eficiência dos sistemas de tratamento na remoção de amónia, nitritos nitratos, fosfatos e sólidos suspensos revelou-se baixa, o que acarreta problemas quanto às possibilidades de utilização do efluente tratado para recirculação.

O filtro mecânico existente é do tipo tambor rotativo com uma tela com diâmetro de poro de 60 µm (filtro Hydrotech), situando-se as eficiências de remoção de SST (sólidos suspensos totais) entre –8,47 e 65,48% e as de remoção de SSV (sólidos suspensos voláteis) entre –13,79 e 67,17%.

O filtro biológico, do tipo artesanal, demonstrou possuir eficiências positivas na remoção de sólidos ao longo de todo o período de amostragem. Este resultado poderá ter influenciado o insucesso verificado no processo de nitrificação, que pareceu decorrer apenas normalmente em Julho₂ e Novembro₂.

O ozonizador (marca Aeraqua) revelou possuir eficiências positivas, ao longo de todo o período de amostragem, na remoção de nitritos, que estiveram compreendidas entre 5,78 e 97,61%.

Neste trabalho foi efectuado, ainda, um estudo preliminar do biofilme existente no filtro biológico, para o qual se efectuaram duas amostragem, em Janeiro e Março de 2001. Através da utilização de alguns testes clássicos e do sistema API NE (Biomérieux) foram identificadas várias estirpes bacterianas, sendo as mais comuns pertencentes ao género *Pseudomonas*. No entanto, os resultados obtidos através das duas amostragens não podem ser considerados concludentes, sendo pertinente um estudo mais aprofundado da estrutura do biofilme.

Uma comparação entre os resultados obtidos e a legislação ambiental em vigor permitiu elaborar um conjunto de recomendações no sentido de promover uma melhor adequação dos diplomas legais a efluentes de pisciculturas intensivas.

Abstract

The main objectives of the present work are related to the characterization of the sea water pumped as well as the wastewater produced by an intensive Turbot (*Scophthalmus maximus*) fish farm located in the north of Portugal and to the evaluation of the efficiency of the existing wastewater treatment systems. Five sampling points designated by A₁, A₂, A₃, A₄, A₅ were selected, which correspond respectively to the seawater entering the farm, total untreated wastewater, wastewater after mechanical filtration, wastewater after biological filtration and wastewater after an ozone-generator. The samples were collected having in mind the season of the year (Summer / Winter), the hydraulic regime and the feeding situation of the animals (before / after feeding).

During the sampling period (August 2000 / July 2001) we proceed to the physicochemical characterization of the samples evaluating the following parameters: temperature, salinity, pH, oxygen, ammonia, nitrites, nitrates, phosphates and suspended solids.

Based on the obtained results we found that the water entering the farm could not be only seawater but also brackish water captured on the strand. We have also found that this water contained a nitrate percentage averaging 90%, probably due to intensive agricultural practices on the farm surroundings.

The nutrient values found on the total untreated wastewater varied between: nitrates 0,377 and 5,190 mg/l; nitrites 0,116 and 0,628 mg/l; phosphates 0,182 and 1,869 mg/l; ammonia 0,504 and 2,901 mg/l. These values do not overcome those defined by the existing Portuguese legislation, if considered as instantaneous values.

The quality of the seawater used inside the farm as well as the composition of the wastewater produced depended on the hydraulic regime prevailing. This was determined by the period of operation of a main pump located on the seashore, which depends on the tidal cycle. During the sampling period the hydraulic regime was predominantly semi-closed with high rates of recirculation (higher than 50%).

Concerning the values of suspended solids obtained we considered them under the influence of the abnormally rainy Winter which our country has been subjected during the sampling period.

The effluent treatment systems showed low efficiency for ammonia, nitrites, nitrates, phosphates and suspended solids removal, making it difficult to think on its future utilization for recirculation purposes.

The existent mechanical filter is of the rotary drum type with a 60 µm screen (Hydrotech filter), showing a removal efficiency for SST (total suspended solids) between -8,47 and 65,48 % and for SSV (volatile suspended solids) between -13,79 and 67,17 %.

The biological filter, with a homemade design, showed positive removal efficiency for solids removal during all of the sampling period. This fact might have had an effect on nitrification process failure, which seemed to occur normally only in July₂ and November₂.

The ozone-generator (Aeraqua brand) had positive efficiencies during the sampling period for nitrites removal which varied between 5,78 and 97,61 %.

A preliminary study concerning the existent biofilm in the biological filter was also done in this work. Two samples were taken (January and March of 2001) and existent bacteria were identified by some classical tests and using API NE (Biomérieux) system. Several bacterial strains were identified being the most prevalent genus *Pseudomonas*. However the results obtained with only two samples cannot be considered conclusive what indicates the need for further studies of the biofilm structure.

A comparison between the obtained results and the prevailing environmental legislation allowed us to elaborate a series of advices to help providing a better adaptation of the legal framework to intensive fishfarm wastewaters.

Résumé

Les principaux objectifs de ce travail ont été la caractérisation de l'eau de la mer utilisée et l'effluent produit par une pisciculture intensive de Turbot (*Scophthalmus maximus*) située au Nord de Portugal et aussi faire l'évaluation de l'efficacité des systèmes de traitement de l'effluent utilisés. On a choisi cinq points d'échantillonnage désignés par A₁, A₂, A₃, A₄ et A₅ qui ont correspondu, respectivement, à l'eau de l'entrée dans la pisciculture, à l'effluent total pas traité, à l'effluent après le filtre mécanique, à l'effluent après le filtre biologique et à l'effluent après l'ozoniseur. Les échantillons ont été recueillis, en tenant compte la saison de l'année (l'été / l'hiver), le régime hydraulique et la situation d'alimentation des animaux (avant / après le fournissement de l'aliment).

Pendant la période d'échantillonnage, comprise entre août de 2000 et juin de 2001, on a procédé à la caractérisation physico-chimique des échantillons, en évaluant les paramètres: température, salinité, pH, oxygène, ammonium, nitrites, nitrates, phosphates et solides suspendus.

En tenant compte les résultats obtenus, on a constaté que l'eau à l'entrée dans la pisciculture pouvait ne pas être seulement de l'eau de mer, mais aussi de l'eau saumâtre captée à la plage. On a aussi vérifié que celle - ci contenait un pourcentage de nitrates de plus au mois de 90%, ce qui pourra avoir un rapport avec l'infiltration d'eau provenant de l'intense activité agricole pratiquée aux alentours de la pisciculture.

Les valeurs des nutriments dans l'effluent total pas traité ont été comprises entre: nitrates 0,377 et 5,190 mg/l; nitrites 0,116 et 0,628 mg/l; phosphates 0,182 et 1,869 mg/l; ammonium 0,504 et 2,901 mg/l. Ces valeurs n'ont pas dépassé les seuils définis par la législation en vigueur, si l'on les considère comme des valeurs instantanées.

On a constaté que la qualité de l'eau qui fournit la pisciculture et la composition de l'effluent produit dépendent du régime hydraulique au quel celle - là se soumet. Celui - ci est déterminé par la période de fonctionnement de la pompe principale située dans la mer, dont le fonctionnement dépend du cycle et de l'amplitude des marées. Pendant la période d'échantillonnage, le régime hydraulique prédominant a été semi - fermé avec des taux élevés de recirculation (supérieurs à 50%).

En ce qui concerne les valeurs des solides suspendus obtenus, on a considéré que ceux - ci ont été influencés par l'Hiver, anormalement pluvieux, auquel notre pays a été soumis pendant la période d'échantillonnage.

L'efficacité des systèmes de traitement, dans le prélèvement d'ammonium, nitrites, nitrates, phosphates et solides suspendus, s'est révélée bas, ce qui pose des problèmes aux possibilités d'utilisation de l'effluent traité pour la recirculation.

Le filtre mécanique qui existe est du type tambour rotatif avec une toile à diamètre de pore de 60µm (type Hydrotech), dont l'efficacité de traitement pour les SST (solides suspendus totaux) a était de - 8,47 à 65,48% et celle pour les SSV (solides suspendus volatiles) de - 13,79 à 67,17%.

Le filtre biologique, du type artisanal, a démontré posséder de l'efficacité positive pour les solides au long de toute la période d'échantillonnage. Ce résultat pourra avoir influencé l'insuccès vérifié dans le processus de nitrification, qui n'a semblé qu'écouler normalement en Juillet₂ et Novembre₂.

L'ozoniseur (type Aeraqua) a démontré posséder de l'efficacité positive, pendant tout ce travail, pour le prélèvement de nitrites, qui a été compris entre 5,78 et 97,61%.

On a encore effectué, dans ce travail, une étude préliminaire du biofilm existant dans le filtre biologique, sur deux échantillons, en janvier et en mars de 2001. À travers l'utilisation de quelques tests classiques et du système API NE (Biomérieux), plusieurs souches bactériennes ont été identifiées, appartenant les plus communes au genre *Pseudomonas*. Cependant, les résultats obtenus à travers ces deux échantillons ne peuvent pas être considérés concluants, en exigeant une étude plus approfondie de la structure du biofilm.

Une comparaison entre les résultats obtenus et la législation environnementale en vigueur a permis d'élaborer un groupe de recommandations dans le sens de promouvoir une meilleure adéquation des diplômes légaux aux effluents des piscicultures intensives.

ÍNDICE

1 – INTRODUÇÃO	1
1.1 – A Aquacultura como indústria	2
1.1.1 – Regimes de cultura	2
1.1.2 – Formas de cultura	8
1.2 – Impacto ambiental da aquacultura	13
1.2.1 – Composição dos efluentes piscícolas	14
1.2.2 – Minimização do impacto ambiental	17
1.3 – Tipos de tratamento utilizados em aquacultura	19
1.3.1 – Pré – tratamento por pré - concentração de sólidos	21
1.3.2 – Tratamento primário	22
1.3.2.1 – Sedimentação	22
1.3.2.2 – Filtração	24
1.3.2.3 – Flotação	29
1.3.3 – Tratamentos secundário e terciário	30
1.3.3.1 – Tratamento químico	30
1.3.3.2 – Tratamento biológico	32
1.4 – Um caso de estudo: o Pregado (<i>Scophtalmus maximus</i> L).	38
1.4.1 – Cultura do Pregado	40
1.4.2 – Actividade fisiológica do Pregado e excreção de azoto e fósforo	40
1.5 – Âmbito e objectivos do trabalho	42
2 – MATERIAL E MÉTODOS	44
2.1 – Caracterização geral da piscicultura	44
2.1.1 – Localização e estrutura da piscicultura	44
2.1.2 – Descrição dos sistemas de tratamento	46

2.1.3 – Ciclo produtivo do Pregado	48
2.2 - Recolha e tratamento das amostras	49
2.2.1 – Amostras para análise dos parâmetros físico – químicos	49
2.2.2 – Amostras para a análise do biofilme	52
2.3 – Análises efectuadas	52
2.3.1 – Análises realizadas às amostras de água recolhidas	52
2.3.2 – Análise do biofilme recolhido	53
2.3.2.1 – Extracção do biofilme	53
2.3.2.2 – Contagem de bactérias heterotróficas viáveis aeróbias (BHVA) e bactérias heterotróficas viáveis aeróbias marinhas (BHVAm)	54
2.3.2.3 – Contagem de bactérias anaeróbias que utilizam NO ₃ (“desnitrificantes”)	55
2.3.2.4 – Método utilizado para caracterização preliminar das bactérias	56
2.3.3 – Avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento	57
2.3.4 – Tratamento estatístico	58
3 – RESULTADOS	59
3.1 – Caracterização da piscicultura	59
3.1.1 – Regime hidráulico	61
3.1.2 – Caracterização físico – química das amostras da piscicultura	63
3.1.3 – Relação entre o alimento fornecido, a biomassa cultivada e a carga nutricional do efluente.	81
3.1.4 – Eficiência dos sistemas de tratamento na remoção da carga nutricional do efluente	82
3.1.5 – Análise do processo de nitrificação observado no filtro biológico em cada amostragem	88

3.1.6 – Análise de nutrientes <i>in situ</i> através do fotómetro 7000 sc-Palintest	90
3.2 – Estudo preliminar do biofilme	91
3.2.1 – 1ª Extracção	91
3.2.1.1 – Caracterização das colónias crescidas nos diferentes meios	91
3.2.1.2 – Características da colónia isolada em meio desnitrificante	93
3.2.2 – 2ª Extracção	93
3.2.2.1 – Caracterização das colónias crescidas nos meios NA e MA	93
3.2.2.2 – Características das colónias isoladas	94
4 – DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	97
4.1 – Caracterização da piscicultura	97
4.2 – Características da água do mar	100
4.3 – Aporte de nutrientes causado pelo efluente	103
4.4 – Eficiência dos sistemas de tratamento	108
4.4.1 – Filtro mecânico	108
4.4.2 – Filtro biológico	110
4.4.3 – Ozonizador	112
4.5 – Algumas considerações sobre as análises efectuadas na piscicultura	114
4.6 – Estudo preliminar do biofilme	115
5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS	119
6 – BIBLIOGRAFIA	127

ANEXO I – CURVAS DE CALIBRAÇÃO

ANEXO II – ANÁLISE ESTATÍSTICA

1 – INTRODUÇÃO

A aquacultura, produção controlada de plantas ou animais aquáticos, aumentou em todo o mundo nos últimos anos. Este facto deve-se ao aumento da procura dos produtos oriundos deste sector bem como à crescente necessidade da existência de novos aportes alimentares (TOVAR, *et al.*, 2000).

O potencial da aquacultura foi claramente demonstrado, com um nível de crescimento de quase 10% entre 1994 e 1995, comparado com, apenas, 1,6% da captura de peixe selvagem (FAO, 1997 *in* BLANCHETON, 2000). Assim, a provável diminuição da quantidade pescada, aliada à tendência do aumento do consumo, só poderá ser colmatada através do fornecimento de pescado produzido em aquacultura.

Em Portugal tem-se verificado nos últimos anos um desenvolvimento progressivo da produção de espécies piscícolas através da aquacultura. Este aumento deve-se essencialmente à evolução da técnica e dos mercados, à existência de apoios económicos, à formação de técnicos intermediários e superiores, e à existência de fábricas produtoras de ração (CARVALHO e DINIZ, 1998).

A piscicultura marinha foi o sector em que esse desenvolvimento foi mais notório não só pelos valores de produção, mas pelo número de espécies actualmente produzidas, entre as quais se destacam a Dourada (*Sparus auratus*), o robalo (*Dicentrarchus labrax*) e o Pregado (*Scophthalmus maximus*). Estas últimas duas espécies atingiram, no nosso país, em 2000, produções de 899 e 510 toneladas, respectivamente (FEAP, 2000).

Este desenvolvimento deve ser efectuado de uma forma ambientalmente correcta de modo a preservar a qualidade da água e a estabilidade dos ecossistemas, mantendo o equilíbrio entre as diferentes actividades que fazem uso da zona costeira.

A natureza e a extensão das consequências da aquacultura no meio ambiente dependem largamente da localização e do tipo de unidades de produção, bem como das técnicas de produção aplicadas (PILLAY, 1992), do nível tecnológico empregado e do manuseamento dos sistemas de cultivo (MIDLEN e REDDING, 1998).

Os sistemas de recirculação em aquacultura têm merecido considerável atenção nos últimos anos devido às suas vantagens sobre os sistemas abertos tais como, utilização eficiente de água, independência das condições climáticas e volumes de efluente reduzidos (CHEN *et al.*, 1993).

No presente trabalho foi efectuado o estudo de um caso concreto – uma piscicultura de produção intensiva de Pregado (*Scophthalmus maximus*, L.), para a qual procedemos à caracterização físico – química da água de entrada na zona de engorda e do efluente total não tratado. Por se tratar de uma unidade onde se procede à recirculação de água, isto é, funciona na maioria das vezes com um circuito hidráulico essencialmente semi – fechado, procedemos à avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento existentes, nomeadamente filtro mecânico, filtro biológico e ozonizador.

Este trabalho engloba, ainda, uma análise preliminar da estrutura do biofilme existente no filtro biológico, visto o tratamento biológico ser considerado uma das tecnologias de tratamento mais apropriada para efluentes de aquacultura.

1.1 - A AQUACULTURA COMO INDÚSTRIA

Com a evolução verificada na aquacultura, os sistemas de produção também evoluíram. Neste sub – capítulo será feita especial referência aos regimes e formas de cultura mais comuns e relevantes para a piscicultura.

1.1.1 – Regimes de cultura

Segundo a densidade de animais por volume de água ou por área de superfície de cultivo, em aquacultura utilizam-se, basicamente três metodologias de produção: regime extensivo, regime semi – intensivo e regime intensivo (MORALES, 1991). O estudo destes regimes é de extrema importância dada a sua influência no tipo de efluente produzido.

Cada um deles apresenta características especiais, vantagens e desvantagens que estão mais ou menos inerentes ao seu uso (WHEATON, 1977).

Apesar de diferirem, extensamente, de acordo com as espécies cultivadas, localização geográfica e contexto sócio – económico, todas as formas de aquacultura tem

uma característica em comum: a utilização de recursos naturais e a manipulação de sistemas biológicos (MIDLEN e REDDING, 1998).

Sistema extensivo

O sistema extensivo utiliza o ambiente como local de produção (LANDAU, 1992) não requerendo bombagem de água do mar ou de lagos, uma vez que é aí que os organismos são cultivados. Utiliza o alimento que se produz naturalmente no sistema (MORALES, 1991), e é caracterizado por uma baixa densidade de peixe e um elevado consumo de água (BEVERIDGE e PHILLIPS *in* BAIRD *et al.*, 1996).

Como não necessitam de abastecimento de alimento ou fertilizantes, a produção de resíduos nestes sistemas é caracterizada como tendo um baixo nível de significância.

As vantagens apresentadas por este tipo de sistema são, geralmente, superiores às desvantagens, que se centram num elevado índice de predação. O produtor não possui controlo sobre as condições ambientais. Assim, o nível de crescimento e a uniformidade do produto são mais variáveis em comparação com outros sistemas de cultura, uma vez que o termo produção extensiva se aplica a um processo no qual a intervenção do Homem é mínima.

Talvez a melhor ilustração de aquacultura extensiva provenha dos sistemas tradicionais de cultura de “milkfish” (*Chanos chanos*) da Indonésia e das Filipinas (BARDACH *et al.*, 1972, *in* MIDLEN e REDDING, 1998).

A principal desvantagem destes sistemas é que para além da especificidade do local, podem contaminar os cursos de água receptores.

Sistema semi – intensivo

A aquacultura semi – intensiva é uma progressão natural das técnicas semi – extensivas (MIDLEN e REDDING, 1998). As águas naturais contêm fitoplâncton e zooplâncton que podem servir como fonte de alimento gratuito dependendo do tipo de cultura em questão (WHEATON, 1977). Sempre que o alimento natural não é suficiente, alimento de elevada qualidade é fornecido sendo assim possível a obtenção de uma melhor biomassa.

O factor limitante neste tipo de sistema é a capacidade dos tanques fornecerem o oxigénio suficiente para a cultura e para a degradação dos resíduos metabólicos tóxicos. Esta limitação pode ser ultrapassada se periodicamente uma porção de água for mudada, e se o conteúdo em oxigénio for aumentado através da aerificação. Sob o ponto de vista de maneiio, este procedimento permite que este sistema se aproxime do intensivo (MIDLEN e REDDING, 1998).

Sistema intensivo

Uma cultura intensiva, pretende, indubitavelmente, uma elevada produção num menor espaço e da maneira mais rápida possível.

A aceleração do crescimento das espécies e o conseqüente incremento de biomassa por unidade de volume determinam, nestes sistemas, o aumento do consumo de oxigénio e a necessidade de fornecimento de alimento artificial que é, geralmente, um dos aspectos mais caros a considerar na exploração. Daí advém uma maior e mais rápida acumulação de produtos tóxicos procedentes da excreção.

Segundo ORVAY (1993), a definição de cultura intensiva deve incluir não só o conceito de elevada produção , mas também o de um sistema que compreende:

- instalações bem desenhadas e concluídas
- uma elevada tecnologia e pessoal altamente qualificado
- um controlo total de todas as fases e de todos os aspectos da cultura
- alimentação óptima, em quantidade e qualidade, para cada fase biológica e com uma ração diária perfeitamente calculada;
- controlo da quantidade e da qualidade da água: valores óptimos dos principais parâmetros (temperatura, oxigénio dissolvido, pH), fluxos de água adequados às densidades de cultivo segundo o tamanho dos indivíduos, época do ano e hora do dia
- prevenção de possíveis patologias.

Os sistemas de cultura intensiva podem ser classificados como abertos ou de recirculação (VAN RIJN, 1996). Enquanto que os sistemas abertos podem contaminar os corpos de água receptores podendo, posteriormente, limitar o desenvolvimento ambiental, os sistemas de recirculação facilitam uma adequada manutenção da qualidade da água.

Os problemas que surgem num sistema deste tipo devem-se à contínua recirculação da água (a maioria funciona como sistemas “virtualmente” fechados) e à elevada densidade de animais, o que requer que os sistemas de tratamento sejam muito eficientes, e que a água seja regularmente bombeada através deles, para que grande parte dos desperdícios e metabolitos sejam removidos antes de a mesma voltar a ser usada.

Os sistemas intensivos de aquacultura podem considerar-se como menos favoráveis ambientalmente que os extensivos ou semi – intensivos, ainda que estes últimos tendam a ocupar uma maior área (PILLAY, 1992).

O fluxo de nutrientes para o ambiente derivado dos tanques do sistema semi – intensivo é pequeno quando comparado com os intensivos (SCHWARTZ e BOYD *in* BAIRD *et al.*, 1996). Os sistemas de maior preocupação ambiental são, contudo, as culturas intensivas em jaulas, redes flutuantes, jangadas e outros sistemas abertos como os “raceways”. Por exemplo EDWARDS (1993) calculou que os sistemas intensivos com uma índice de conversão alimentar de 1,5 libertam mais 36% de azoto total e mais 14% de fósforo total do que os tanques de terra (“ponds”) onde é praticado o sistema semi – intensivo (BAIRD *et al.*, 1996).

Os sistemas de cultura podem, ainda, ser classificados segundo o fluxo de água que os atravessam em abertos, semi – fechados e fechados.

Sistema aberto

O sistema aberto é a forma mais antiga de sistema de cultura, considerando que um sistema natural sem modificações feitas pelo Homem é deste tipo (WHEATON, 1977), sendo por isso o mais simples e mais natural.

Este sistema não requer que a água seja bombeada, uma vez que os organismos cultivados são conservados no mar ou lago.

Tal como os restantes sistemas apresenta inúmeras vantagens e desvantagens.

Vantagens: 1 - O capital despendido, geralmente, é baixo;

2 - Precisa de menos manuseamento do que os outros sistemas;

3 - É o mais natural e menos desenvolvido;

4 - O tempo gasto na monitorização das condições de cultura dos organismos é reduzido.

Desvantagens: 1 - As doenças em geral, não são comuns, mas a predação e caça sem licença podem ser um problema.

2 - O produtor tem menos controlo sobre as condições ambientais e, assim a taxa de crescimento e a uniformidade do produto são variáveis quando comparadas com outros sistemas.

Neste tipo de sistema implementam-se métodos para eliminar ou excluir os predadores dos organismos cultivados. Vários métodos são utilizados sendo o mais comum a implantação de uma barreira (WHEATON, 1977).

Os sistemas abertos, frequentemente, usam alimento produzido naturalmente.

O uso deste tipo de sistema em pisciculturas de cultura intensiva é pouco usual porque acarreta elevados custos de bombagem de água.

Sistema semi – fechado

Para muitos tipos de organismos, o sistema semi – fechado é o método mais popular de cultura (LANDAU, 1992).

A água que entra numa piscicultura com este tipo de sistema, pode ser, parcialmente substituída para que uma certa percentagem da água total no sistema seja retida e a outra parte seja renovada.

Os sistemas semi – fechados oferecem uma vantagem sobre os sistemas abertos por permitirem um maior controlo sobre as condições de crescimento, isto porque:

1 – A temperatura, em alguns casos, pode ser regulada

2 – O alimento preparado pode ser, facilmente, usado com muitos menos desperdícios

3 – O volume de água e a velocidade de corrente podem ser controlados

4 – A aerificação pode ser, simplesmente, aumentada

A água pode ser filtrada para remoção de predadores ou ainda de organismos doentes. Se surgirem doenças ou outros problemas de saúde podem ser tratados mais facilmente do que nos sistemas abertos.

Todos estes factores tornam os sistemas semi – fechados bastante populares. No entanto, também apresentam algumas desvantagens (LANDAU, 1992):

- 1 – O desenvolvimento e funcionamento são muitas vezes mais caros do que para os sistemas abertos, embora o custo possa ser compensado através de um maior valor de colheita
- 2 – Requerem um esquema de manutenção mais completo, porque os organismos crescem juntos e altos níveis de alimento ou nutrientes são adicionados, o que aumenta a probabilidade de aparecimento de doenças e stress.

Os sistemas semi – fechados têm uma densidade de organismos superior aos sistemas abertos, o que contribui, conforme referido acima, para aumentar o risco de doenças. Por isso requerem filtração e purificação da água com o objectivo de aumentar o controlo das doenças e/ou predadores.

As cargas de nutrientes utilizadas são muito superiores ao sistema anterior. Além de alimento natural, é fornecido aos animais alimento artificial complementar.

Sistemas fechados

Nestes, pouca ou nenhuma água é renovada, sendo por isso objecto de um tratamento intensivo. O correcto manuseamento deste tipo de sistema permite atingir elevadas densidades populacionais.

Segundo LANDAU (1992) as vantagens dos sistemas fechados são:

- 1 - O produtor pode ter um controlo completo sobre as condições de crescimento
- 2 - A temperatura pode ser cuidadosamente regulada, o que não é economicamente possível nos sistemas semi – fechados, onde muita água é substituída regularmente. Assim, as condições climáticas nunca são um problema e a colheita é fácil de efectuar.

Os problemas que surgem num sistema deste tipo devem-se à contínua recirculação da água e à elevada densidade de animais, o que requer que os sistemas de filtração/tratamento sejam muito eficientes e, que a água seja regularmente bombeada através deles a altas velocidades, para que grande parte dos desperdícios sejam removidos antes de a mesma voltar a ser usada. As desvantagens apresentadas pelos sistemas fechados, prendem-se essencialmente com (WHEATON, 1977):

- 1 – A necessidade de aquisição de equipamentos para purificação e filtração, e ainda a construção de tanques para crescimento
- 2 – Os altos custos de operação, nomeadamente no bombeio de água e aerificação
- 3 – A rápida disseminação de doenças devido às altas densidades de cultivo, o que pode provocar a dizimação do stock.
- 4 - O alimento para os organismos cultivados é artificial e, geralmente, um dos aspectos mais caros a considerar na exploração.

A maior parte da informação disponível sobre a produção de resíduos em piscicultura vem dos sistemas fechados por, geralmente, apresentarem problemas sérios de poluição. Os resíduos são, predominantemente, derivados do alimento não consumido e de produtos de excreção (BEVERIDGE *et al.*, 1991 in BAIRD, 1996).

1.1.2 – Formas de cultura

O desenvolvimento da aquacultura oferece distintas possibilidades quanto ao tipo e localização das instalações de produção. A eleição de uma opção ou outra depende de diversos factores, que vão desde as características biológicas da espécie a cultivar, passando por factores climatológicos e geográficos, aspectos sociológicos e aspectos sócio-económicos como a disponibilidade e as características da mão de obra.

Segundo ORVAY (1993), não há nenhum sistema melhor que outro “por definição”. Antes da escolha de qualquer um é preciso efectuar um estudo profundo, e só então decidir qual o sistema de cultivo a usar.

Tanques de terra (“Ponds”)

Estas são estruturas utilizadas para a fase de engorda que se constroem em terra firme, e podem comportar a instalação de sistemas de controlo da entrada da água, sistemas de tratamento da mesma e canais para o retorno desta à sua origem (ORVAY, 1993).

WHEATON (1977) define estes sistemas como corpos de água geralmente mais pequenos que os lagos, sendo a maioria elaborada pelo Homem. Um caso típico consiste na utilização de tanques de antigas salinas para piscicultura (MOREIRA, 1995).

Permitem a cultura de todas as espécies, sejam peixes, crustáceos ou moluscos e facilitam a automatização de certos trabalhos, como: distribuição de alimento, selecção de tamanhos e controlo contínuo dos principais parâmetros da água (ORVAY, 1993). São os sistemas mais comumente usados em aquacultura – a sua construção e o seu manuseamento são relativamente baratos (MIDLEN e REDDING, 1998).

Constituem, também, as estruturas mais utilizadas para cultivar peixes em sistemas semi – fechados (LANDAU, 1992).

As pisciculturas com tanques de terra, geralmente, possuem um ponto único de entrada de água que é drenada de um rio ou canal e é distribuída pela unidade. A água deixa os tanques, contínua ou periodicamente, através de um canal comum, para um tanque de sedimentação antes de ser descarregada no meio ambiente. Espécies como a truta requerem um fluxo contínuo de água através do tanque de forma a proporcionar a renovação de oxigénio e remoção dos produtos metabólicos. A carpa, por exemplo, é geralmente cultivada em tanques com água parada que são fertilizados para incrementar a produção de alimento natural (MIDLEN e REDDING, 1998).

A principal desvantagem deste tipo de cultura é a escassez de terrenos disponíveis e, conseqüentemente, o seu progressivo encarecimento (ORVAY, 1993) e a possível estratificação na coluna de água, requerendo por isso aerificação para manter o nível de oxigénio (LANDAU, 1992).

Igualmente preocupante é a ocorrência de erosão das margens dos tanques de terra com elevada circulação de água, o que causa o empobrecimento da qualidade da mesma (MIDLEN e REDDING, 1998).

Tanques

O desenvolvimento e o uso de tanques “artificiais” pode reduzir alguns riscos inerentes aos tanques de terra, por apresentarem melhores características relativamente à disponibilidade de oxigénio e à remoção de resíduos metabólicos. Assim, surgem os tanques circulares, quadrangulares e os tanques alongados ou “raceways” (MIDLEN e REDDING, 1998).

Segundo WHEATON (1977) os tanques de cultura ideais devem obedecer às seguintes características:

- interior bem acabado para que os peixes não se firam quando tocam nele

- possuir um sistema de auto - limpeza (“self – cleaning”)
- manutenção da qualidade da água de forma a que todos os parâmetros se encontrem em níveis óptimos para o cultivo das espécies
- ser durável e ter resistência mecânica suficiente para sofrer movimentos ou qualquer outro esforço
- ser de fácil limpeza e esterilização
- possuir uma superfície interior não tóxica para os organismos cultivados
- barato
- não ser corrosível

O peixe, especialmente o selvagem, capturado e colocado nos tanques tem tendência a esconder-se nos cantos destes o que resulta numa depleção de oxigénio nessas zonas. Contudo, os tanques quadrangulares têm a vantagem de ser mais fáceis de construir, ocupando menos espaço quando colocados lado a lado (LANDAU, 1992).

Os tanques circulares apresentam inúmeras vantagens, uma vez que a velocidade e a mistura de água é superior aos outros tipos de tanques.

Nos tanques circulares a força de entrada da água gera um fluxo espiral (LAWSON, 1995 *in* MIDLEN e REDDING, 1998), o que assegura que não haja porções de água estagnada no seu interior e que muitos sólidos sejam arrastados pela corrente para a saída localizada no fundo do tanque – Figura 1.1.

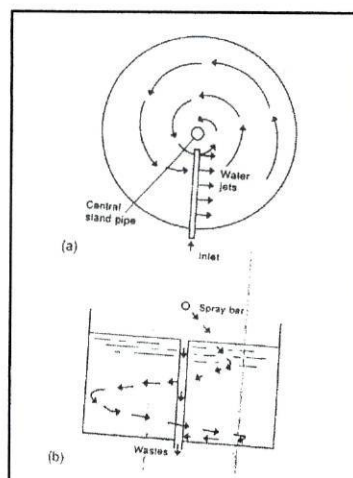


Figura 1.1: Circulação da água num tanque circular. a) vista de topo, b) vista lateral (adaptado de MIDLEN e REDDING, 1998)

Estes tanques apresentam fundo cônico, ficando colocados acima do nível do solo sobre um suporte, podendo ser esvaziados através de uma válvula localizada no fundo. As suas dimensões variam de 1 a 10 metros de diâmetro, mas a sua profundidade geralmente não ultrapassa os 2 metros (MIDLEN e REDDING, 1998).

Os “raceways” são tanques longos e estreitos construídos *in situ*, geralmente de betão. Regra geral são baixos, e como o nome indica o fluxo da água através deles é muito rápido, permitindo que uma alta densidade de peixe seja mantido e impedindo a acumulação de resíduos sólidos dentro da unidade de cultura – figura 1.2. O fluxo de água utilizado depende da espécie cultivada, da temperatura da água, da densidade do stock e do nível de alimentação.

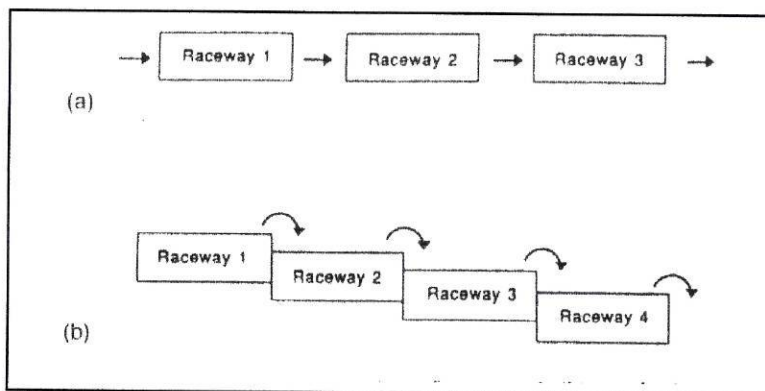


Figura 1.2: “Raceways” em série: a) ao mesmo nível; b) em cascata (adaptado de MIDLEN e REDDING, 1998)

Segundo LANDAU (1992), os “raceways” apresentam vantagens relativamente aos tanques de terra:

- os peixes podem crescer em altas densidades conseguindo-se uma maior produção por unidade de área
- a alimentação e a colheita são realizadas mais facilmente desde que os animais sejam reunidos numa determinada área
- como os “raceways” são pouco profundos e a água se move rapidamente, esta tende a ser mais limpa do que a água dos tanques de terra, sendo os problemas relacionados com predadores, que entrem ocasionalmente, ou com doenças, diagnosticados mais rapidamente.

A maior desvantagens dos “raceways” são os custos de bombagem porque, como a água se movimenta rapidamente, é necessário um maior volume desta. A diminuição destes custos é conseguida através da colocação dos tanques em cascata, em que a água

passa de uns para os outros por gravidade (WHEATON, 1977, LANDAU, 1992). No entanto, esta disposição requer equipamento de oxigenação entre os tanques para que o nível de oxigénio adequado seja mantido.

Geralmente, estes tanques são usados para a cultura de truta, mas também são empregues com sucesso na produção de outro tipo de peixe, tal como peixe gato (LANDAU, 1992).

Os sistemas de cultura intensivos e fechados geralmente recorrem a tanques, embora os sistemas semi – fechados também os utilizem (LANDAU, 1992).

Jaulas flutuantes

As jaulas de rede, originalmente, eram estruturas suportadas por vigas ou estacas cravadas no sedimento de lagos pouco profundos ou baías delimitadas por protecção adequada. Com base neste modelo, desenvolveram-se as jaulas flutuantes, principalmente usadas para meio marinho (LANDAU, 1992).

O desenvolvimento de jaulas de rede flutuante permitiu a exploração dos lagos, rios, canais, estuários e do mar para a aquacultura. Geralmente compreendem uma estrutura flutuante de suporte, de forma quadrada, octogonal ou circular, através da qual fica suspenso um saco de rede onde se cultiva o peixe (BEVERIDGE, 1987 *in* MIDLEN e REDDING, 1998).

A mudança de água necessária para manter um ambiente saudável para os animais é assegurada pela colocação da jaula num local onde haja corrente suficiente de água para manter no saco de rede um fluxo apropriado. Se este for suficiente, é possível ter uma densidade elevada; caso contrário, têm que se usar densidades menores (LANDAU, 1992). Se a zona não for cuidadosamente escolhida, pode produzir-se um acúmulo excessivo de matéria orgânica (fezes, cadáveres, restos de alimento), e por conseguinte, surgir o perigo de eutrofização e o desaparecimento da fauna e da flora locais (ORVAY, 1993).

As jaulas são correntemente usadas em programas de criação de salmão na Europa. São caras e têm um tempo de vida limitado (normalmente não mais de cinco anos).

Este tipo de sistema facilita o crescimento mais rápido dos animais por se encontrar em condições “mais naturais”, o que também se traduz numa menor incidência de doenças (ORVAY, 1993).

Segundo ORVAY (1993), certos peixes como o rodvalho e o linguado não são adequados para o cultivo em jaulas.

As culturas em jaulas foram os primeiros sistemas a usar água marinha em sistema aberto, constituindo actualmente a principal forma de aquacultura em vários países como Noruega, Chile, Canadá e Japão (VAN RIJN, 1996).

1.2 – IMPACTO AMBIENTAL DA AQUACULTURA

Embora os efluentes dos sistemas de aquacultura constituam uma fonte localizada de poluição, esta é libertada para o meio de uma forma difusa, difícil de prever, quantificar e controlar. Daí, nos últimos anos se terem feito grandes esforços de investigação no sentido de diminuir o impacto resultante da exploração intensiva de peixes sobre o meio ambiente circundante, nomeadamente através de duas estratégias: optimização da utilização do alimento fornecido e aperfeiçoamento dos métodos de tratamento das águas residuais.

O interesse científico pelos impactos da poluição por nutrientes oriundos da aquacultura foi incrementada nos anos oitenta (ROSENTHAL *et al.*, 1987, ICES, 1989, INSTITUTE of AQUACULTURE [IOA] *et al.*, 1990, COWEY e CHO, 1991, DE PAUW e JOYCE 1991, IWAMA, 1991, MAKINEN, 1991, PULLIN *et al.*, 1993 *in* BAIRD *et al.*, 1996) e especialmente nos últimos anos durante os quais, a aquacultura foi a actividade alimentar que teve um crescimento mais rápido.

A carga poluente dos efluentes piscícolas depende, entre outros factores, do grau de poluição da água que entra na piscicultura e também da fracção de alimento desintegrado e não ingerido. Esta poluição provoca deplecções em oxigénio, que causam stress nos animais e, conseqüentemente, afectam o crescimento e o estado sanitário dos mesmos (CHO, 1990 *in* GOMES & REMA, 1997), e ainda acumulação de matéria orgânica, azoto inorgânico, particularmente amónia, e dióxido de carbono (MUIR, 1992 *in* VAN RIJN, 1996).

Além da poluição provocada pela alimentação e metabolismo dos peixes, os efluentes das pisciculturas podem, ainda, apresentar resíduos de produtos químicos usados na desinfecção da estação e no controlo de doenças, apesar das quantidades desses produtos se poderem considerar vestigiais.

No entanto, em muitos países industrializados, os métodos modernos de agricultura poluem mais as águas dos rios e dos mares do que a produção intensiva de peixe. Por exemplo, a produção intensiva de peixe na Dinamarca produz menos de 3% do CBO (carência bioquímica de oxigénio) anual, menos de 1% de azoto total e menos de 2% da carga total anual de fósforo lançada para a água, sendo a principal fonte de poluição aquática a agricultura (FES, 1992 *in* MIDLEN e RIEDDING, 1998), como mostra a tabela 1.1.

Tabela 1.1: Fontes de poluição da água na Dinamarca (carga expressa em toneladas por ha). Dentro de parêntesis figura a percentagem no total (FES, 1992 *in* MIDLEN e REDDING, 1998).

Fonte	BOD	Azoto total	Fósforo total
Agricultura	160.000 (66)	260.400 (89)	4.400 (29)
Esgotos domésticos	24.090 (10)	25.000 (9)	7.200 (47)
Indústria	50.183 (21)	5.000 (2)	3.400 (22)
Piscicultura	8.645 (<3)	1.715 (<1)	210 (<2)

O impacto ambiental da aquacultura acentua-se com o desenvolvimento de unidades onde se efectua a cultura intensiva de animais, pelo facto de se fornecer alimento suplementar e de se aumentar a densidade por unidade de área.

A aquacultura pode causar instabilidade nos ecossistemas naturais, sendo os efeitos mais significativos o aumento da concentração de nutrientes nas águas – hipernutrição e um conseqüente aumento das populações plânticas e microbiológicas – eutrofização.

1.2.1 – Composição dos efluentes piscícolas

Os principais componentes dos efluentes de aquacultura são nutrientes tais como o fósforo e o azoto, CBO e sólidos suspensos (CRIPPS, 1995, GOMES e REMA, 1997, MIDLEN e REDDING 1998, CRIPPS e BERGHEIM, 2000). Dada a exploração quase exclusiva de espécies de peixes carnívoras, os alimentos para essas espécies exigem teores

elevados em proteína de elevado valor biológico, habitualmente fornecida pela farinha de peixe. Logo, os sólidos em suspensão, derivados de resíduos de alimento e fezes, as perdas azotadas branquiais e as elevadas quantidades de fósforo, são os tipos de poluição mais preocupantes provocados pelas pisciculturas (GOMES e REMA, 1997, MIDLEN e REDDING 1998).

As diferenças entre a quantidade e a qualidade de componentes residuais dependem dos sistemas de aquacultura e das espécies cultivadas (PILLAY, 1992).

Relativamente aos sólidos, o alimento não ingerido e a excreção são as principais fontes de sólidos em aquacultura (VAN RIJN, 1996). A produção de sólidos depende, largamente, do tipo de sistema de cultura e respectivo maneio, da qualidade do alimento usado e do tamanho e tipo de espécies cultivadas (VAN RIJN, 1996, CRIPPS e BERGHEIM, 2000).

O alimento não consumido, desperdiçado para o ambiente representa uma proporção pouco conhecida, geralmente avaliada em, aproximadamente, cerca de 15 – 20% do total distribuído (GOMES e REMA, 1997).

A carga de sólidos apresenta uma variação temporal de acordo com a periodicidade da alimentação, limpeza dos tanques, operações de colheita e mudanças sazonais de biomassa (POXTON, 1991 *in* MIDLEN e REDDING, 1998). Durante o Verão, a actividade, o alimento e o crescimento dos peixes são maiores, verificando-se por isso concentrações máximas de sólidos suspensos (TOVAR *et al.*, 2000).

É importante referir que os sólidos suspensos em aquacultura, nomeadamente, nos sistemas de produção intensiva, apresentam pequenas dimensões (VAN RIJN, 1996, CRIPPS e BERGHEIM, 2000). Com efeito, estudos efectuados em três sistemas de recirculação demonstraram que mais de 95% dos sólidos tinham diâmetro inferior a 20 μm (CHEN *et al.*, 1993). Altas concentrações de sólidos constituem uma fonte adicional de amónia e fósforo (VAN RIJN, 1996), uma vez que podem conter 7 a 32% de azoto total e 30 a 84% do fósforo total (CRIPPS e BERGHEIM, 2000).

Um aspecto importante a considerar é a composição do alimento fornecido aos peixes, que engloba proteínas, carboidratos, lípidos, vitaminas e pigmentos.

Assim, com base na composição do alimento, os efluentes piscícolas deverão, conseqüentemente, apresentar os seguintes elementos químicos: carbono orgânico, azoto inorgânico, amónia, ureia, bicarbonato, fosfato, vitaminas e pigmentos.

Basicamente, do alimento fornecido apenas $\frac{1}{4}$ do azoto é transformado em biomassa. Os restantes $\frac{3}{4}$ encontram-se no efluente, essencialmente sob a forma de produtos de excreção resultantes do metabolismo dos peixes, na forma de azoto dissolvido amoniacal ou inorgânico (DOSDAT *et al.*, 1994).

A amónia total (AT, $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) e a ureia são os principais produtos azotados de excreção, compreendendo a AT cerca de 80% dos produtos de excreção azotados na maior parte dos teleósteos (DOSDAT, 1992, HANDY e POXTON, 1993, DOSDAT *et al.*, 1995).

A toxicidade total da amónia depende, principalmente, da concentração da forma não ionizada (NH_3) (VON WUHERMANN e WOKER, 1948 *in* GROTTUM *et al.*, 1997). A concentração de NH_3 em relação a NH_4^+ depende de vários factores, sendo os mais importantes o pH, a temperatura e a força iónica, conforme referido acima. A amónia representa cerca de 75 – 90% do resíduo azotado, enquanto a ureia representa 5 – 15% (DOSDAT *et al.*, 1996). A excreção branquial é a principal via de excreção de amónia e ureia.

A excreção de amónia pelo Pregado é bastante baixa quando comparada com outras espécies, sendo de apenas 20% do azoto ingerido (DOSDAT *et al.*, 1995). A excreção diária de ureia representa 26% da soma da AT e da ureia – N (BUREL *et al.*, 1996). A ureia é menos tóxica do que a amónia.

As concentrações de fósforo nos efluentes são elevadas devido ao facto de muito do fósforo fornecido no alimento não ser utilizado pelos peixes (RODEHUTSCORD e PFEFFER, 1995 *in* BARAK e VAN RIJN, 2000).

A taxa de retenção do fósforo raramente ultrapassa os 30%, sendo que 80% do fósforo distribuído é perdido para o meio, utilizando como principal via de excreção a urina. Do fósforo rejeitado 60 a 80% é sob a forma particulada (DOSDAT, 1992).

Além dos produtos resultantes da alimentação dos animais devem acrescentar-se, embora em quantidades reduzidas, os que advêm da utilização de produtos químicos

usados na desinfecção da estação de produção, controlo de doenças e outros, tais como desinfectantes, antibióticos, biocidas e hormonas (PILLAY, 1992).

1.2.2 – Minimização do impacto ambiental

Nos últimos anos têm vindo a ser feitos grandes esforços de investigação no sentido de diminuir o impacto da exploração intensiva de peixes sobre o meio ambiente circundante.

De acordo com BERGHEIM *et al.* (1991) *in* GOMES e REMA (1997), o controlo do impacto ecológico da poluição produzida pelas pisciculturas pode ser abordado de várias formas de acordo com a intensificação da produção e o país em causa. No entanto, os principais objectivos a alcançar são comuns, destacando-se :

- redução das perdas alimentares
- melhoria dos índices de conversão
- aumento da digestibilidade dos alimentos
- utilização de alimentos não poluentes
- redução dos desperdícios de peixe (animais mortos e vísceras)
- controlo da utilização de antibióticos e produtos afins.

A redução e controlo de dejectos piscícolas poluentes (materiais não digeridos e produtos finais de metabolismo), reveste-se de primordial importância porque dela depende a qualidade da água para a própria produção aquícola (KAUSHIK, 1992a *in* GOMES e REMA, 1997).

O alimento é, talvez, o factor mais importante na deterioração da qualidade da água em aquacultura, daí ser determinante o tipo de alimento e as estratégias de alimentação usadas.

A diminuição da quantidade de alimento não ingerido pode ser conseguida implementando métodos de alimentação sofisticados de forma a que as perdas sejam menores que 1% (BEVERIDGE *et al.*, 1991 *in* VAN RIJN, 1996). Por isso a qualidade do alimento e o manuseamento do mesmo são fundamentais quando se pretende a redução da quantidade de sólidos.

Uma gestão racional e integrada dos recursos naturais exige a adopção de estratégias não apenas de redução e tratamento dos efluentes produzidos mas,

especialmente, de reutilização, reciclagem e valorização dos mesmos (BORGES e MOREIRA, 1999).

Os derivados do alimento considerados como os principais poluentes dos efluentes piscícolas podem ser descarregados directamente no ambiente, ou então avaliados para reutilização (PILLAY, 1992).

O crescimento da pressão legislativa em muitas partes do mundo aumentou e incentivou a valorização das lamas produzidas nos sistemas de aquacultura. Estas podem ser aplicadas como fertilizantes para as culturas agrícolas (VAN RIJN, 1996).

O tratamento dos efluentes é essencial para a prática de uma aquacultura sustentável. Os custos dos processos de tratamento podem ser diminuídos através da utilização de seres vivos que aproveitem os resíduos piscícolas, na sua alimentação, bem como através da recirculação da água de cultura. O primeiro passo para atingir estes objectivos consiste na quantificação e descrição do tipo de resíduos, que dependem do sistema de produção utilizado (BLANCHETON, 2000).

A incorporação de sistemas de recirculação em pisciculturas é de grande importância para a manutenção da qualidade da água. Estes sistemas possuem potencial para serem ambientalmente menos poluentes porque o consumo de água é menor. Logo, pouca é a água que é descarregada e que também pode ser tratada (VAN RIJN, 1996). Por exemplo, grande parte dos alevins de robalo (*Dicentrarchus labrax*) cultivados são produzidos em sistemas de recirculação, o que minimiza as necessidades de espaço em terra firme e o impacto no ambiente, contendo-os sob elevado nível de controlo (BLANCHETON, 2000)

A diminuição do impacto ambiental provocado pelos efluentes de aquacultura, passa, ainda, pelo estabelecimento de rigorosas normas legislativas para o licenciamento de instalações e para os valores admissíveis de carga dos efluentes. Governos de vários países adoptaram já políticas para reduzir a poluição do ambiente aquático (TOVAR *et al.*, 2000). Em alguns países como a Dinamarca, a Noruega, a Finlândia e a França foram adoptadas normas legislativas e reguladoras relacionadas com a qualidade da água e controlo dos dejectos piscícolas.

Em Portugal, o Decreto Regulamentar nº14/2000 de 21 de Setembro, define as condições gerais a que deve obedecer a instalação dos estabelecimentos de culturas

marinhas que utilizam águas salobras ou salgadas, assim como estabelece os respectivos regimes de autorização de instalações. Assim, através deste, pretende-se “actualizar, uniformizar e clarificar procedimentos, quanto à instalação, à exploração e transmissão dos estabelecimentos de culturas marinhas e conexos, visando assim uma maior simplificação e celeridade nos mecanismos processuais, de apreciação e de decisão e a criação de condições que permitam abrir novas perspectivas para o futuro da aquacultura em Portugal, sector de importância estratégica para o desenvolvimento sustentável do país”.

Sempre que seja fornecido alimento, como é o caso da produção intensiva de peixes, este Decreto Regulamentar (artigo 9º - ponto1) obriga a que “as instalações dos estabelecimentos de culturas marinhas devem dispor de meios próprios de tratamento de efluentes, dimensionados de acordo com as cargas produzidas e nos termos da legislação aplicável”. No artigo 10º - ponto 6 são, ainda, apresentadas todas as exigências necessárias para a obtenção da licença de instalação de uma exploração.

Pelo facto de, em Portugal, não existir, até à data de realização deste trabalho, legislação específica para este tipo de indústria no que concerne aos valores limite de emissão, são utilizados como referenciais os valores constantes no Decreto Lei nº236/98 de 1 de Agosto que estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade da água com a finalidade de proteger o meio aquático em função dos seus principais usos.

Para prossecução do objectivo mencionado, o presente diploma define as normas de qualidade geral da água para diversos fins nomeadamente, águas balneares e águas para suporte da vida aquícola (águas do litoral e salobras para fins aquícolas – águas conquícolas). São ainda definidas normas de descarga das águas residuais na água, visando a promoção da qualidade do meio aquático.

1.3 – TIPOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES UTILIZADOS EM AQUACULTURA

O desenvolvimento de métodos de tratamento de efluentes de aquacultura tornou-se imperioso dado o incremento e proliferação das unidades piscícolas em todo o mundo. A necessidade da sua implementação prende-se com razões de protecção ambiental, expansão industrial, manutenção e qualidade ambiental da cultura, sustentabilidade e exploração dos recursos aquáticos (CRIPPS, 1995).

Os principais objectivos dos sistemas de tratamento de efluentes em geral são (METCALF e EDDY, 1991):

- remover substâncias que causam carência de oxigénio (matéria orgânica biodegradável);
- remover os sólidos em suspensão;
- remover nutrientes, como o azoto e fósforo;
- remover compostos tóxicos;
- desinfectar e eliminar organismos patogénicos;
- reutilizar a água.

Os elementos poluentes dos efluentes são removidos por processos físicos, químicos e biológicos. A escolha de um processo de tratamento, ou da combinação de processos, depende das características do efluente a tratar e dos requisitos do efluente tratado, em conformidade com a legislação em vigor. Os custos e disponibilidade de terrenos para implementação das infraestruturas de tratamento são também factores a ponderar.

O tratamento é realizado tendo em conta várias características dos efluentes, tais como densidade, tamanho e outras propriedades das partículas sólidas. As duas primeiras são as mais comumente consideradas nos sistemas de aquacultura (WHEATON, 1977).

Dada a variedade de tratamentos existentes para águas residuais, neste trabalho abordaremos, apenas, aqueles que geralmente se aplicam ao tratamento de efluentes de pisciculturas com produção intensiva, especialmente para os casos onde se procede à recirculação de água.

Esta abordagem prende-se com o facto de os efluentes piscícolas apresentarem características especiais, nomeadamente no que respeita ao tamanho das partículas sólidas e carga de compostos azotados, como referido no ponto 1.2.1 – composição dos efluentes.

1.3.1 – Pré – tratamento por pré - concentração de sólidos

Os tratamentos físicos são classificados por METCALF e EDDY (1991) como “preliminares” e/ou “primários” e consistem, essencialmente, na remoção de sólidos.

O tratamento “preliminar” é o primeiro passo de qualquer sistema de tratamento e tem como principais objectivos:

- protecção dos órgãos de tratamento a jusante;
- remoção dos sólidos de maiores dimensões;
- remoção de gorduras;
- preparação para descarga oceânica;
- atenuação de grandes flutuações diárias de caudal.

Ao contrário da maioria das indústrias, o principal objectivo de uma pré – concentração de sólidos nos sistemas de aquacultura não é a remoção de material grosseiro, mas sim a diminuição geral da carga de resíduos a enviar para os sistemas de tratamento posteriores. Como já referido anteriormente neste trabalho, os sólidos oriundos dos sistemas de aquacultura possuem, na sua maioria, dimensões inferiores a 20 μm , o que pode prejudicar o funcionamento dos sistemas de tratamento localizados a jusante.

Tradicionalmente para uma melhor remoção de sólidos em sistemas de aquacultura, procede-se a uma prévia acumulação destes, raspando o fundo dos tanques. Posteriormente são retirados do tanque por um aumento do fluxo de saída e diminuição do nível da água. Este método ocasiona empobrecimento da qualidade da água (aumento de turbidez) e stress nos animais.

Sendo assim a pré – concentração de sólidos é recomendada para um correcto tratamento do efluente (MIDLEN e REDDING, 1998). Deste modo a carga de sólidos de um efluente pré – tratado pode ser consideravelmente menor em comparação com a de um efluente que não foi tratado (CRIPPS e BERGHEIM, 2000).

Segundo CRIPPS e BERGHEIM (2000) as três principais vantagens de uma prévia concentração de sólidos neste processo são:

- melhoramento do ambiente da cultura
- aumento da eficiência do tratamento primário
- redução da complexidade dos sistemas de tratamento complementares

Os concentradores de sólidos, ainda que, caros têm-se tornado muito populares. São dispositivos adaptados nas saídas dos tanques (“solids traps”) que auxiliam o

assentamento e a consolidação dos sólidos. Estes sólidos são removidos do tanque periodicamente, de preferência de modo contínuo, e são separados do fluxo primário. As lamas resultantes são posteriormente enviadas para um dispositivo apropriado (CRIPPS e KELLY, 1996, CRIPPS e BERGHEIM, 2000).

Assim, os sistemas de tratamento posteriores, como os tanques de sedimentação recebem uma carga de sólidos consideravelmente reduzida. Ao mesmo tempo os custos de tratamento são diminuídos e o tamanho da malha do filtro necessário nos processos de filtração passa a ser proporcional ao fluxo de água e não à carga de sólidos (MIDLEN e REDDING, 1998).

1.3.2 – Tratamento primário

Este tratamento consiste na remoção física dos sólidos suspensos (sedimentáveis e flutuantes), por sedimentação e filtração, sendo estes métodos os mais apropriados para o tratamento físico dos resíduos de aquacultura e, conseqüentemente, os mais usados (CRIPPS e KELLY, 1996).

Os objectivos desta fase de tratamento são (METCALF e EDDY, 1991):

- remoção de sólidos em suspensão;
- remoção de gorduras e outros sobrenadantes;
- redução da carga orgânica admitida nos tratamentos posteriores, nomeadamente no tratamento biológico.

1.3.2.1 – Sedimentação

A sedimentação é o processo pela qual os sólidos suspensos sedimentáveis, que tem uma maior densidade ou gravidade específica que a água, podem sedimentar e ser separados do fluxo principal. A velocidade de sedimentação é controlada pela viscosidade do fluido e pelo diâmetro das partículas (se as partículas são assumidas como esféricas).

É a principal operação usada no tratamento primário do efluente (METCALF e EDDY, 1991), pois o manejo dos sólidos suspensos é um dos factores chave na determinação do sucesso de um sistema de recirculação, por causa do seu potencial impacto (CHEN *et al.*, 1993, MIDLEN e REDDING, 1998).

Em muitos casos a sedimentação é uma forma simples e barata e um modo razoavelmente efectivo de remoção de muito do alimento não ingerido, que se encontra em suspensão na água da cultura (LANDAU, 1992).

O grau de sedimentação pode aumentar através da promoção da floculação das partículas. Esta pode resultar da atracção ou colisão natural das partículas ou pode ser induzida artificialmente por coagulação. A adição de um coagulante resulta na formação de um floco no qual os materiais suspensos e matéria coloidal ficam aderidos. O floco sedimenta mais rapidamente que os materiais suspensos individualmente (LANDAU, 1992; MIDLEN e REDDING, 1998; CRIPPS e BERGHEIM, 2000) e assim uma maior proporção de sólidos pode ser removida. Os coagulantes mais usados no tratamento de efluentes são: sulfato de alumínio, ferro e sulfatos de ferro, cal e argila. Por vezes é necessário proceder à rectificação do pH para uma melhor floculação (WHEATON, 1977; LANDAU, 1992).

A sedimentação em aquacultura ocorre em tanques de sedimentação, sendo os mais comuns os circulares e os rectangulares (METCALF e EDDY, 1991, LAWSON, 1994 *in* CRIPPS e BERGHEIM, 2000). Os tanques de sedimentação ideais possuem quatro zonas fundamentais: zona de entrada, zona de sedimentação, zona de lamas e zona de saída (WHEATON, 1977).

As suas principais funções são:

- remover, efectivamente, os sólidos suspensos, tornando o efluente mais “claro”
- concentrar e descarregar as lamas

A eficiência na remoção de sólidos em tanques de sedimentação é independente da profundidade, no entanto, estes devem possuir profundidade suficiente para concentrar as lamas. Uma excepção é o uso de tanques com fundo inclinado ou tubos colectores, em que a profundidade de sedimentação é minimizada em alguns centímetros (CRIPPS e BERGHEIM, 2000). Mais importante do que a profundidade dos tanques é o tempo de retenção ou taxa de fluxo. METCALF e EDDY (1991) e MUDRAK (1981) *in* CRIPPS e BERGHEIM (2000) recomendam um tempo de retenção de 30 minutos e taxas de fluxo de 1,5 a 3,0 h ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$).

O seu desenho pode ser o de um simples tanque ou incorporar sistemas de remoção automática de lamas e manipulação de fluxo (METCALF e EDDY, 1991).

Quando os tanques de sedimentação são usados como único meio de tratamento, são responsáveis pela remoção de sólidos sedimentáveis e de uma porção da carga orgânica do efluente. Se colocados imediatamente antes do tratamento biológico, a sua função é reduzir a carga de entrada nestas unidades desse tratamento. Concebidos de uma forma eficiente, os tanques de sedimentação podem remover cerca de 50 a 70% dos sólidos suspensos e 25 a 40% do CBO (METCALF e EDDY, 1991).

Tradicionalmente, a indústria de aquacultura na Europa e na América do Norte usa a sedimentação como a primeira etapa de separação de partículas. No entanto os baixos tempos de residência, associados aos elevados fluxos dos sistemas intensivos e à baixa velocidade de sedimentação das partículas finas ($< 20 \mu\text{m}$) fazem da sedimentação uma primeira etapa de tratamento ineficiente (CHEN *et al.*, 1993, CRIPPS e KELLY, 1996, SUMMERFELT, 1998 *in* CRIPPS e BERGHEIM, 2000). A remoção dos sólidos suspensos é então, usualmente efectuada através da combinação dos processos de sedimentação e filtração mecânica.

1.3.2.2 – Filtração

A filtração é usada em aquacultura para remoção de materiais particulados incluindo alimento não ingerido, poluentes e organismos vivos (LANDAU, 1992). A remoção destas partículas pequenas é necessária e é efectuada por mecanismos como a filtração mecânica através de telas estacionárias/fixas de malhas finas (“screens” e “microscreens”), filtros rotativos e filtros de meio /areia (“media filters”).

A filtração é geralmente muito usada em sistemas de recirculação da água para a remoção de sólidos em suspensão, previamente a outros tipos de tratamento.

O tipo de filtro mecânico mais popular para separação de partículas é o filtro de tela (“screen”). A porosidade da tela é um parâmetro chave para determinar a capacidade hidráulica do filtro, a frequência de lavagem (“backwashing”) e a quantidade de efluente que pode passar através dele (CRIPPS e KELLY, 1995, KELLY *et al.*, 1997 *in* BLANCHETON, 2000).

Como os resíduos sólidos da aquacultura são partículas relativamente pequenas que se partem facilmente, para a sua remoção recorre-se, preferencialmente, ao uso de filtros de malha muito fina (“microscreens”). Geralmente, para efluentes piscícolas é usada malha com 60 µm, que retém partículas sólidas tais como resíduos de alimento e fezes. Devido à fina espessura da malha esta colmata com facilidade, necessitando, por isso, de um sistema de limpeza para que funcione convenientemente (LAWSON, 1995 *in* MIDLEN e REDDING, 1998).

Os “screens” utilizados podem ser de dois tipos: estacionários (fixos) e rotativos (METCALF e EDDY, 1991).

Nos filtros de tela estacionária, esta é colocada na direcção do fluxo da água, sendo os resíduos retidos na malha removidos manualmente ou através de uma lavagem intermitente ou constante. Estes sistemas são baratos e fáceis de construir e instalar, mas tendem a obstruir e a perfurar.

O filtro triangular é um exemplo de filtro de tela estacionária avançado, conveniente para aquacultura, que tem resolvido muitos destes problemas. O efluente é inicialmente bombeado para a parte superior da unidade de filtração e depois escorre pelo topo de um tela inclinada na horizontal como mostra a figura 1.3. Os níveis de remoção de sólidos para estes filtros variam entre 40 a 75%.

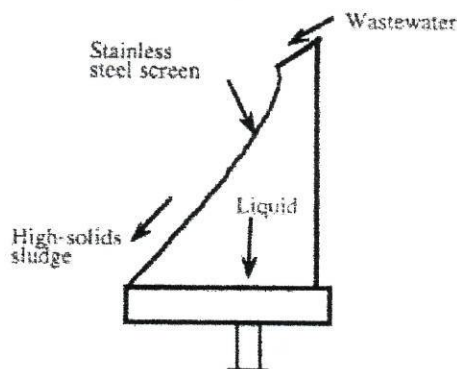


Figura 1.3: Esquema de um filtro triangular (adaptado de FAO Fisheries Technical Paper – 355, 1996)

Os filtros rotativos são uma alternativa à sedimentação primária (METCALF e EDDY, 1991, CRIPPS e BERGHEIM, 2000), daí serem usualmente instalados nas indústrias nos últimos anos.

Existem dois tipos básicos de filtros rotativos: os de fluxo axial ou filtros de disco e os de fluxo radial ou filtros de cilindro (WHEATON, 1977).

O tamanho do poro da tela, a velocidade de rotação e o fluxo de “backwash” podem ser ajustados a cada aplicação particular. É importante assegurar que a capacidade hidráulica e o tamanho dos poros sejam concordantes com o tipo de efluente a ser tratado (WHEATON, 1977, CRIPPS e KELLY, 1996, CRIPPS e BERGHEIM, 2000).

Os filtros rotativos produzem importantes quantidades de água de “backwash” que contém uma alta concentração de sólidos – lamas (WHEATON, 1977) que geralmente requerem um tratamento posterior (CRIPPS e BERGHEIM, 2000).

A tela pode ser de uma variedade muito ampla de materiais, sendo as indicadas para a água salgada de aço galvanizado para que resistam à corrosão.

Os filtros de discos rotativos (figura 1.4) são compostos por uma tela em forma de disco circular plano, colocada perpendicularmente ao fluxo primário do efluente.

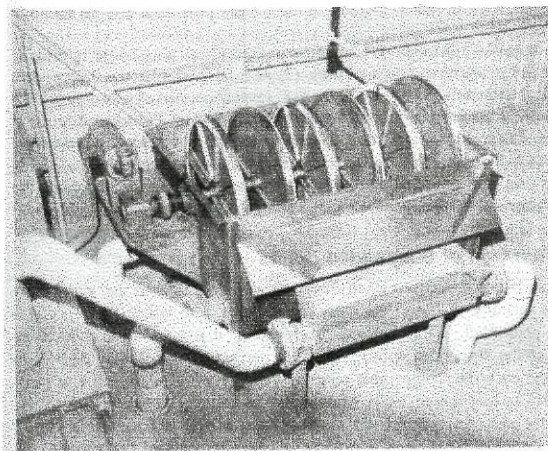


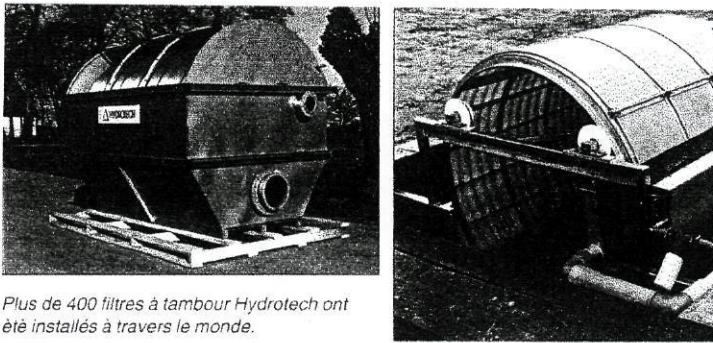
Figura 1.4: Filtro de tela de disco rotativo (METCALF e EDDY, 1991)

Se mais de uma tela é usada, a primeira remove partículas maiores e uma tela fina, colocada posteriormente, remove partículas menores.

Os filtros de fluxo axial são baratos e não requerem mão de obra (METCALF e EDDY, 1991).

Para aquacultura, em situações de elevadas taxas de fluxo, são necessárias telas de grandes dimensões, que, pelo facto de apresentarem dificuldade em rodar, são substituídas por telas sucessivas com tamanhos decrescentes de poro (200 – 60 μm) (CRIPPS e BERGHEIM, 2000).

Nos filtros rotativos de cilindro (figura 1.5.) o fluxo de água passa radialmente ao eixo, atravessando um tambor onde está aplicada uma tela com uma malha fina (60 a 200 μm de tamanho de poro). As partículas retidas na malha são retrolavadas (“backwashed”) ou raspadas para um colector de resíduos. Como o seu funcionamento é programável, requerem pouca intervenção humana (WHEATON, 1977, CRIPPS e KELLY, 1996, CRIPPS e BERGHEIM, 2000).



Plus de 400 filtres à tambour Hydrotech ont été installés à travers le monde.

Figura 1.5: Filtro de tambor rotativo (Hydrotech)

A capacidade da tela de um cilindro é proporcional ao seu comprimento e ao seu diâmetro, enquanto que a capacidade de uma tela de disco é limitada pelo seu diâmetro (WHEATON, 1977).

Como as cargas de resíduos em aquacultura são muito elevadas, na prática, unidades de disco ou cilindro devem operar em paralelo (CRIPPS e KELLY, 1996, CRIPPS e BERGHEIM, 2000).

O teste a um filtro de cilindro num sistema de recirculação efectuado por LIBEY (1993) *in* BROCKWAY *et al.* (1996) serviu para determinar a eficiência de remoção de sólidos de um filtro com tela de 40 μm e compará-la com um “tube clarifier” (armadilha para sólidos). A redução de sólidos suspensos obtida com o filtro de cilindro foi similar à obtida com o tubo clarificador. Este estudo concluiu também, que o filtro de cilindro requer menos água para limpeza que o sistema “tube clarifier”. Também se observou uma redução substancial dos requisitos de mão de obra, dada a operação automática de um filtro de cilindro e a necessidade de limpeza manual do “tube clarifier”.

Outro tipo de filtro usado na remoção de sólidos são os filtros de areia, que consistem numa camada de areia, gravilha ou pequenas peças em plástico de vários formatos através do qual a água é forçada a passar. O tamanho máximo de partícula que

passa através do filtro é determinado pelo tamanho do grão de areia e da concentração e características do material particulado do efluente (WHEATON; 1977). Sendo assim, o seu funcionamento é largamente dependente das características do meio de enchimento (HUGUENIN e COLT, 1989 *in* CRIPPS e KELLY, 1996). Quanto maiores os grãos de areia, maiores as partículas que passam através deles. Os tamanhos dos grãos mais usados variam entre 2 – 0,02 mm. (WHEATON; 1977).

Os filtros de meio granular podem ser de vácuo, pressão ou gravidade (CRIPPS e KELLY, 1996).

Além de remover sólidos, este tipo de filtro fornece o substrato para a ocorrência de biofiltração (MALONE e COFFIN, 1991 *in* BROCKWAY *et al.*, 1996).

Os dispositivos usados neste tipo de tratamento apresentam duas vantagens (CRIPPS e KELLY, 1996):

- a escolha do meio pode ser seleccionada de acordo com as características do efluente, e então partículas de um determinado tamanho podem ser removidas;
- a separação mecânica pode ser combinada com um grau de actividade biológica que reduz o CBO e os nutrientes do efluente. O grau de actividade biológica dependerá, contudo, de vários factores, incluindo o tempo de residência no filtro, que por sua vez é influenciado pela capacidade hidráulica da unidade.

Nestes filtros, água limpa, normalmente água potável, é injectada através do meio, numa direcção oposta à direcção do fluxo do efluente, para fins de retrolavagem. Como esta operação requer uma paragem do fluxo do efluente (operação em “batch”), logo múltiplos filtros paralelos são necessários para se obter um tratamento contínuo do efluente (CRIPPS e KELLY, 1996).

1.3.2.3 – Flotação

É um processo de separação gravitacional em que ocorre a união a bolhas de ar de partículas com densidade inferior à da água, o que origina um aglomerado bolha – sólidos que flutua até à superfície do líquido, de onde pode ser removido (MIDLEN e REDDING, 1998).

Neste processo, o ar é bombeado a partir do fundo de uma coluna geralmente circular, através de um difusor, formando-se pequenas bolhas de ar que sobem até à superfície. O excesso de espuma é drenado por uma saída, juntamente com uma pequena quantidade de água. O efluente limpo, que contém apenas uma pequena concentração de partículas, retira-se pelo fundo da coluna através de uma válvula. A remoção lenta da espuma à superfície diminui a concentração de partículas no fundo (WHEATON, 1977).

Este processo pode, também, ser muito efectivo na remoção de partículas pequenas e de submersão lenta, que são dificilmente removidas por sedimentação ou filtração (“screening”) (MIDLEN e REDDING, 1998) e na remoção de surfactantes que podem diminuir a taxa de transferência de oxigénio.

As variáveis operacionais com importância nas unidades de flotação são (WHEATON, 1977, LEWIS, 1980, WEEKS *et al.*, 1992, CHEN *et al.*, 1993 a, b, *in* MIDLEN e REDDING, 1998, CRIPPS e BERGHEIM, 2000):

- o tamanho das bolhas de ar (tamanho mais pequeno implica maior eficiência de remoção de partículas);
- taxa de fluxo do ar (afecta a taxa de remoção e a abundância de espuma);

Geralmente, a flotação, por meio de um difusor é um método simples, mas produz bolhas relativamente grandes (> 1 mm de diâmetro), o que torna a remoção das partículas menos eficiente.

Podem considerar-se dois tipos de flotação:

- Flotação por ar disperso, em que as bolhas de ar são formadas pela introdução de gás directamente na água, através de um impulsor de rotação rápida. Contudo, as altas forças envolvidas neste método conduzem à ruptura das partículas sólidas delicadas, não sendo por isso um método aconselhado para aquacultura.
- Flotação por ar dissolvido, que consiste na pressurização do efluente num tanque fechado sendo este, posteriormente, forçado a passar por uma válvula de redução de pressão. Por fim, entra no tanque de flotação onde forma bolhas devido à repentina redução de pressão sofrida. As bolhas formadas são muito pequenas, tipicamente 20 – 100 µm de tamanho (LEWIS, 1980 *in* MIDLEN e

REDDING, 1998, CRIPPS e BERGHEIM, 2000). Estes são sistemas com particular interesse para os resíduos de piscicultura, especialmente para remover partículas com diâmetro inferior a 50 µm (TIMMONS, 1994 *in* CRIPPS e BERGHEIM, 2000).

1.3.3 – Tratamento secundário e terciário

O tratamento secundário inclui os processos químicos e biológicos usados na remoção de matéria orgânica.

O tratamento terciário consiste na remoção selectiva de outros constituintes, tais como azoto e fósforo usando combinações de processos e operações (METCALF e EDDY, 1991, CRIPPS e KELLY, 1996).

1.3.3.1 – Tratamento químico

Este método de tratamento consiste na remoção ou conversão dos contaminantes através da adição de produtos químicos ou da indução da ocorrência de reacções químicas. Os exemplos mais comuns são: precipitação química, adsorção e desinfecção (METCALF e EDDY, 1991). Os dois primeiros não são usados em aquacultura devido aos seus altos custos e aos altos fluxos envolvidos (MIDLEN e REDDING, 1998), sendo apenas aconselhados para “hatcheries”, onde se utiliza, por exemplo o tratamento com carvão activado.

O carvão activado é, geralmente, usado para remover compostos orgânicos da água por adsorção. Também melhora a cor e ajuda a remover cheiros desagradáveis. Não é muito usado em aquacultura pelo facto de a sua utilização envolver custos elevados quando grandes volumes de água têm que ser tratados. Por outro lado, o carvão activado em efluentes com elevado CBO, amónia e nitrito, é colonizado por uma população bacteriana que reduz a sua capacidade adsorvente (MIDLEN e REDDING, 1998).

A desinfecção define-se como a destruição de organismos causadores de doenças; o processo mais vulgar é a adição de cloro, que apresenta alguns aspectos negativos, como a possível formação de compostos cancerígenos.

Para a aquacultura, reveste-se de especial interesse a utilização de ozono para tratamento de efluentes devido à sua capacidade em reduzir a cor e o odor destes (PILLAY, 1992).

O ozono é uma forma alotrópica de oxigénio produzida pela passagem de oxigénio ou ar seco através de dois eléctrodos de alta voltagem (4000 a 30000 volts) (WHEATON, 1977, PILLAY, 1992).

A eficiência do ozono como desinfectante varia em função do tempo de contacto e da dose ministrada. O ozono reage rapidamente em comparação com outros desinfectantes como o cloro, sendo a sua acção muito menos afectada pelo pH e pela temperatura da água (WHEATON, 1977).

A aplicação de ozono é particularmente indicada para aquacultura porque tem uma grande capacidade como oxidante, uma rápida actuação e poucos produtos de reacção nocivos, sendo o oxigénio um produto final de reacção.

Os principais benefícios do ozono nos sistemas de recirculação em aquacultura são (RUETER e JOHNSON, 1995, LILTVED *et al.*, 1995, SUGITA *et al.*, 1996, BULLOCK *et al.*, 1997, SUMMERFELT *et al.*, 1997, KRUMINSa e b *et al.*, 2001):

- remoção da cor e do odor
- redução do carbono orgânico total
- oxidação do nitrito e da matéria orgânica não biodegradável (tornando-a degradável por bactérias)
- aumento da remoção de materiais orgânicos em processos usando sedimentação, flotação e filtração, promovendo um aumento global da qualidade da água e auxiliando na remoção de partículas que são uma fonte de amónia
- inactivação de algumas bactérias patogénicas (*A. salmonicida*, *V. amuillarum*, *V. salmonicida* e *Y. ruckeri*)

O ozono não reduz a turbidez de um efluente de forma significativa, porque pode causar um aumento da concentração e tamanho de colóides no sistema (RUETER e JOHNSON, 1995, GRASSO e WEBER, 1988, WILZAK *et al.*, 1992 in SUMMERFELT *et al.*, 1997).

O mau funcionamento de biofiltros geralmente produz acumulação de nitritos em sistemas de recirculação. Dado que o ozono oxida o nitrito, a utilização de ozonização

pode proteger os peixes da acumulação do nitrito. Contudo, a diminuição da concentração de nitrito, pode causar um eventual declínio da população de bactérias dos sistemas de biofiltração, onde o nitrito é convertido em nitrato. Mas, se a ozonização for interrompida, o nitrito acumula-se rapidamente e atinge níveis que podem ser prejudiciais para os peixes porque o biofiltro não tem capacidade para remover rapidamente todo o nitrito produzido (SUMMERFELT *et al.*, 1997).

A desinfecção dos sistemas de recirculação de água, pelo ozono, pode ser muito cara devido às elevadas cargas de ozono necessárias para remover a matéria orgânica, e pela obrigatoriedade de eliminação do ozono residual da água antes desta retornar aos tanques de cultura (BULLOCK *et al.*, 1995). Por isso, é aconselhável adicionar ozono a uma taxa inferior à capacidade máxima do ozonizador, isto é, uma dose suficiente apenas para obter os resultados desejados. A adição de ozono abaixo desta taxa é também justificada pela redução de uma possível exposição dos peixes ao ozono, particularmente quando exista uma curta distância entre os tanques de cultura e o ponto de transferência do ozono (SUMMERFELT *et al.*, 1997).

1.3.3.2 – Tratamento biológico

Este tratamento utiliza processos biológicos para remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis (coloidais ou dissolvidas). Estas substâncias são, basicamente, convertidas em gases que se libertam para a atmosfera ou são aproveitadas pelos microrganismos do sistema biológico para crescimento. Este tratamento é também utilizado na remoção de nutrientes, nomeadamente, do azoto e do fósforo (METCALF e EDDY, 1991).

O tratamento biológico é considerado a abordagem mais económica possível para facilitar a reutilização da água nos sistemas de recirculação em aquacultura (VAN RIJN, 1996).

Os principais processos biológicos usados no tratamento de efluentes dividem-se em cinco grupos principais: aeróbio, anóxico, anaeróbio, combinação dos três últimos processos e “pond processes” (lagunagem), como mostra a tabela 1.2 (METCALF e EDDY, 1991). Estes podem ocorrer em sistemas de biomassa em crescimento suspenso, sistemas de crescimento fixo ou combinação dos dois. As principais aplicações destes processos são:

- remoção da matéria orgânica rica em carbono, geralmente medida como carência bioquímica de oxigénio (CBO), carbono orgânico total (COT) e carência química de oxigénio (CQO)
- nitrificação
- desnitrificação
- remoção de fósforo
- estabilização de lamas

Os processos biológicos que decorrem nas unidades piscícolas estão directamente relacionado com o azoto, uma vez que, conforme referido em 1.2.1 – Composição dos efluentes, o peixe produz vários resíduos azotados através da difusão branquial, urina e fezes, e perdas de alimento não consumido. Assim, é importante promover prioritariamente a remoção destes compostos, uma vez que o CBO e o CQO são baixos quando comparados com outras indústrias.

O azoto é um nutriente essencial para todos os organismos vivos, estando presente nestes na forma de proteínas, ácidos nucleicos, fosfato de adenosina e nucleótidos de piridina (HAGOPIAN e RILEY, 1998).

Nos sistemas aquáticos o azoto encontra-se sob várias formas, sendo as mais comuns o nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amoníaco (NH_3), amónia (NH_4^+), azoto na forma livre (N_2) e em compostos como os aminoácidos e as proteínas. No caso concreto das pisciculturas deve considerar-se também a ureia. O amoníaco é um dejecto metabólico altamente tóxico para todos os organismos aquáticos, sendo o nitrito um pouco menos tóxico, ainda que a sua toxicidade possa ocorrer em concentrações inferiores a 2,5 mg/l para algumas espécies (WESTIN, 1973 *in* WHEATON, 1977). O nitrato é considerado não tóxico para a maioria dos organismos aquáticos.

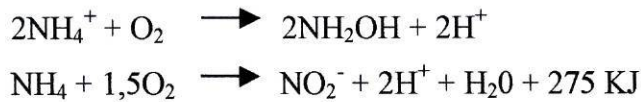
Tabela 1.2: Processos de tratamento biológico usados no tratamento de efluentes (adaptado de METCALF e EDDY, 1991).

Tipo		Nome comum	Uso
Processos aeróbios	Biomassa suspensa	- Processo de lamas activadas - Nitrificação com biomassa suspensa - Lagoas arejadas - Digestão aeróbia	- Remoção de CBO (nitrificação) - Nitrificação - Remoção de CBO (nitrificação) - Estabilização, remoção de CBO
	Biomassa fixa	- Leitões percoladores - Biodiscos - Reactores de biofilme	- Remoção de CBO, nitrificação - Remoção de CBO (nitrificação) - Remoção de CBO (nitrificação)
	Combinação dos dois processos	- "Activated biofilter process"	- Remoção de CBO (nitrificação)
Processos anóxicos	Biomassa suspensa	- Desnitrificação com biomassa suspensa	- Desnitrificação
	Biomassa fixa	- Desnitrificação com biofilme fixo	- Desnitrificação
Processos anaeróbios	Biomassa suspensa	- Digestão anaeróbia - Processos de contacto anaeróbio - Manta de lamas com fluxo ascendente	- Estabilização, remoção de CBO - Remoção de CBO - Remoção de CBO
	Biomassa fixa	- Processos usando filtros anaeróbios - Reactores de leito expandido	- Remoção de CBO, estabilização de lamas (desnitrificação) - Remoção de CBO, estabilização de lamas
Combinação dos processos aeróbios, anóxicos e anaeróbios	Biomassa suspensa	- Processos com várias propriedades; processo simples ou de multi - etapas	- Remoção de CBO, nitrificação, desnitrificação, remoção de fósforo
	Combinação de biomassa suspensa e biomassa fixa	- Processos simples ou multi - etapas	- Remoção do CBO, nitrificação, desnitrificação, remoção de fósforo
Lagunagem		- Lagoas aeróbias - Lagoas de maturação - Lagoas facultativas - Lagoas anaeróbias	- Remoção de CBO - Remoção de CBO (nitrificação) - Remoção de CBO - Remoção de CBO (estabilização de lamas)

O propósito principal de um filtro biológico é a conversão da amónia em nitrato através da acção de microrganismos, processo que se designa por nitrificação. Este processo é realizado por dois grupos de microrganismos:

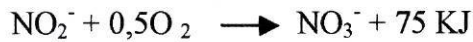
1 – Conversão de NH_4^+ em NO_2^-

As bactérias nitrificantes como as *Nitrosomonas* (ex. *N. europea*, *N. oligocarbogenes*) oxidam a amónia a nitritos, via hidroxilamina (NH_2OH), segundo as reacções:



2 – Conversão do NO_2^- a NO_3^-

As *Nitrobacter* convertem o nitrito a nitrato, segundo a reacção:



A oxidação de NH_4^+ a NO_2^- e deste a NO_3^- é um processo com libertação de energia. Os microrganismos utilizam essa energia para assimilar o CO_2 . Os requisitos de carbono para as bactérias nitrificantes (“nitrifiers”) são satisfeitos pelo dióxido de carbono, bicarbonato ou carbonato. A nitrificação é favorecida pela presença de oxigénio e por alcalinidade suficiente para neutralizar os iões hidrogénio formados durante o processo de oxidação.

O processo de nitrificação é afectado por vários factores: relação entre as concentrações de amónia / nitrito, concentração de oxigénio, pH; temperatura, CBO e relação entre azoto Kjeldhal e presença de produtos químicos tóxicos.

Normalmente, num filtro biológico existem bactérias heterotróficas e autotróficas (nitrificantes). As bactérias heterotróficas têm um tempo de geração mais rápido que as bactérias autotróficas e podem dar origem a uma população numericamente mais importante no arranque de um biofiltro. Como as bactérias heterotróficas podem usar fontes de carbono orgânico e também o azoto inorgânico existente num efluente, uma queda inicial na concentração do amoníaco à saída de um biofiltro de funcionamento recente, pode indicar o desenvolvimento de uma grande população bacteriana deste tipo, mais do que uma nitrificação. Contudo este tipo de problema não é muito comum em sistemas de cultura de peixes (WHEATON, 1977).

Existem também bactérias heterotróficas com capacidade de efectuar nitrificação heterotrófica (ex. *Arthrobacteria*), embora a uma taxa mais lenta (logo, pouco significativa) que a nitrificação autotrófica (BITTON, 1994).

A influência da actividade bacteriana nos sistemas de recirculação é de grande importância. Neste tipo de sistemas as bactérias e os peixes consomem quantidades similares de oxigénio por kg de peixe produzido. Contudo, muito pouco se sabe acerca dos tipos de bactérias presentes nestes sistemas, à excepção das bactérias nitrificantes. No

entanto, conforme já referido acima, as bactérias nitrificantes autotróficas são muito menos numerosas do que as bactérias heterotróficas sempre que um filtro biológico é usado como transformador de azoto (BLANCHETON, 2000).

Devido à existência de comunidades bacterianas tão complexas, estudos de nitrificação em sistemas de recirculação para a aquacultura deverão considerar separadamente bactérias heterotróficas e bactérias autotróficas (quer as incluídas na nitrificação, quer na nitratação) (HAGOPIAN e RILEY, 1998).

Os filtros biológicos de biofilme fixo são especialmente apropriados para o aumento da capacidade de nitrificação dos processos biológicos nos sistemas de recirculação, uma vez que elevados tempos de residência da biomassa bacteriana são, facilmente, mantidos com elevados níveis de carga hidráulica (NIJHOF e BOVENDEUR, 1990). O material usado na nitrificação está fixo a um meio de suporte, sendo o mais usualmente empregue o plástico.

Os leitos percoladores são um tipo de filtro com biofilme fixo, onde a biomassa nitrificante coloniza superfícies inertes (brita ou plástico) (METCALF e EDDY, 1991, KNÖSCHE, 1994).

A taxa da carga hidráulica, em combinação com a concentração de amónia, são variáveis chave no desenho e manutenção dos leitos percoladores. A taxa de remoção de amónia obtida por unidade de filtro é moderadamente influenciada pelo tamanho e forma deste (NIJHOF, 1995).

Os dois mecanismos mais importantes de redução biológica do nitrato são: a redução assimilatória e a redução dissimilatória (METCALF e EDDY, 1991, TIEDJE, 1988 *in* BITTON, 1994).

Na redução assimilatória o nitrato é convertido a nitrito e este a amoníaco que é aproveitado pelas plantas e microrganismos. Este processo envolve a acção de várias enzimas (nitrato – redutases) cuja actividade não é afectada pelo oxigénio.

O processo de redução dissimilatória – desnitrificação, consiste na conversão do nitrato a azoto gasoso sob condições de anóxia. O NO_3^- , que serve como aceitador final de electrões é reduzido a óxido nitroso e a azoto gasoso por acção de diferentes tipos de

bactérias tais como *Achromobacter*, *Agobacterium*, *Spirillum*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, etc:



Para que ocorra o processo de desnitrificação são necessárias determinadas condições tais como (METCALF e EDDY; 1991, BITTON, 1994):

- concentração suficiente de nitrato, uma vez que este serve de aceitador final de electrões (a taxa de crescimento das bactérias desnitrificantes depende da sua concentração);
- condições anóxicas;
- presença de matéria orgânica;
- pH (o pH óptimo é cerca de 7);
- temperatura (a desnitrificação ocorre entre 35 e 50 °C; no entanto, também se verifica para temperaturas inferiores, entre 5 – 10 °C, apesar de a um nível mais baixo);
- presença de metais (a desnitrificação é estimulada pela presença de molibedénio e selénio);
- ausência de produtos químicos tóxicos (contudo, as bactérias desnitrificantes são menos sensíveis a estes produtos do que as nitrificantes).

Os sistemas de desnitrificação não são, ainda, uma prática comum em aquacultura e até agora são geralmente instalados para investigação (BOLEY *et al.*, 2000). Isto deve-se ao facto de a toxicidade do nitrato ser considerada baixa quando comparada com a do nitrito e da amónia.

Os custos do processo de desnitrificação dependem do preço dos substratos, dos dispositivos técnicos e dos custos do trabalho operacional (BOLEY *et al.*, 2000).

A lagunagem é um processo biológico baseado no desenvolvimento, em simbiose, de algas e bactérias. Para tal é necessária a ocorrência de condições favoráveis à biodegradação microbiana e à fotossíntese, o que depende simultaneamente, da temperatura e da radiação solar disponíveis.

Este processo ocorre em lagoas, sendo por isso necessária uma maior área de implementação do que a exigida pelos processos biológicos convencionais (MOREIRA de JESUS, 1996). As lagoas podem ser classificadas em: lagoas aeróbias, lagoas de

maturação, lagoas facultativas e lagoas anaeróbias, de acordo com as reacções biológicas desenvolvidas (METCALF e EDDY, 1991).

1.4 – UM CASO DE ESTUDO – O PREGADO (*Scophthalmus maximus* L.)

É indispensável efectuar neste trabalho uma referência às características do Pregado, uma vez que o funcionamento da piscicultura em estudo está adaptado a esta espécie. O efluente produzido é também influenciado pela fisiologia deste animal, nomeadamente no que concerne à sua forma de alimentação e excreção.

O Pregado é um peixe plano, com o corpo circular, de simetria dorsoventral, e de grande tamanho. O seu peso pode atingir 13 Kg, podendo as fêmeas chegar aos 27 Kg (MÉTAILLER e DOSDAT, 1994). Vive no fundo (espécie bentónica) e tem tendência a esconder-se sob os sedimentos móveis. No meio natural raramente atinge os 150 metros de profundidade e prefere fundos arenosos e lodosos. Movimenta-se pouco. É uma espécie carnívora que caça as suas presas preferencialmente de dia.

O seu carácter bentónico fá-lo sofrer uma metamorfose peculiar durante as primeiras fases pelágicas da sua vida: localização dos olhos na mesma face e aplanamento do lado do corpo que está em contacto com o fundo. A face que possui os dois olhos é pigmentada e a face oculta é branca.

A posição sistemática do Pregado, segundo PARKER (1982) é a seguinte:

Posição sistemática

Phylum	CHORDATA
SubPhylum	VERTEBRATA
SuperClasse	PISCES
Classe	OSTEICHTHYES
SubClasse	Actinopterygii
SuperOrdem	Teleosteos
Ordem	Pleuronectiformes
Família	Scophthalmidae
Género	<i>Scophthalmus</i>

Espécie	<i>Scophthalmus maximus</i>
Nomes vulgares	Rodvalho; Pregado

Esta espécie não apresenta dimorfismo sexual. Os sexos são separados e a fecundação e desenvolvimento embrionário são externos. A maturação sexual é atingida entre os 3 e 4 anos de idade.

Quando atingem a maturação as fêmeas produzem entre 2.000.000 e 3.000.000 de oócitos por Kg. A época de maturação sexual estende-se desde Abril – Maio até Junho, quando, no Atlântico, a água alcança os 13 – 14°C de temperatura (ORVAY, 1993).

Ciclo de vida

O ciclo de vida do Pregado comporta as seguintes fases: fase larvar, fase juvenil e fase adulta (PERSON LE – RUYET, 1992, CARVALHO e DINIZ, 1998, BLANQUET, 1999).

A emissão dos ovos ocorre no fundo do mar a profundidades compreendidas entre os 10 e os 40 metros. Estes são pelágicos, redondos com um diâmetro de 0,9 a 1,2 mm. A eclosão das larvas ocorre ao fim de cinco dias (a 18°C). A larva de Pregado mede 3 mm e pesa em média 0,15 mg no momento da eclosão.

As larvas são arrastadas pelas correntes para zonas litorais protegidas onde ocorre uma metamorfose (aproximadamente aos 30 dias de idade, com temperaturas de 18 a 20 °C) que corresponde à migração do olho direito, perdendo o animal a simetria transformando-se num peixe plano. Simultaneamente, a bexiga natatória é reabsorvida e a pigmentação torna-se unilateral, adquirindo o peixe comportamento bentónico.

Os juvenis de Pregado passam o primeiro ano de vida em fundos arenosos nas zonas entre as marés, alimentando-se de pequenos crustáceos e peixes. À medida que vão crescendo, procuram zonas mais profundas, com temperaturas mais baixas e constantes. O seu comportamento alimentar evolui, capturando presas cada vez maiores.

A fase adulta é caracterizada por um crescimento lento dos animais, consequência de maturações sucessivas. Este atraso é mais significativo nos machos, que permanecem sempre mais pequenos que as fêmeas, que atingem normalmente maior longevidade.

1.4.1 – Cultura de Pregado

O Pregado (*Scophthalmus maximus L.*), é um dos principais peixes planos com interesse económico na Europa, cuja produção tem vindo a ser incrementada nas últimas décadas.

Em cultura, o seu ciclo de vida é encurtado e comporta os seguintes estados:

- obtenção de ovos e depois de larvas
- produção de juvenis (3 meses)
- pré – engorda (3 – 6 meses)
- engorda (6 meses a 2 –3 anos).

As necessidades nutricionais do pregado são, ainda, mal conhecidas. Vários trabalhos efectuados mostram que as necessidades em proteínas dos juvenis de Pregado são mais elevadas que as de outros peixes. As melhores taxas de crescimento específicas são obtidas para concentrações de 65 a 80% de proteína no alimento, associadas a concentrações máximas de lípidos de 5 a 10% (CACERES – MARTINEZ *et al.*, 1984).

1.4.2 – Actividade fisiológica e excreção de azoto e fósforo

Os principais produtos de excreção do Pregado são os compostos de azoto e fósforo. As perdas de azoto são de três tipos: azoto não ingerido, azoto fecal e azoto amoniacal (amónia e ureia).

Qualquer que seja a taxa de alimentação adoptada nota-se que a digestibilidade das proteínas é elevada (90%). Globalmente, para as mesmas condições, 10% do azoto ingerido é libertado no ambiente sob a forma fecal (SERVAIS, 1994).

Vários estudos mostram a existência de um pico de excreção de amónia em vários peixes, nomeadamente no Pregado (HANDY e POXTON, 1993, DOSDAT *et al.*, 1995, TÉTU, 1996), cerca de 5 a 8 horas após uma refeição. O tempo de aparecimento deste pico, e a sua amplitude, variam com a espécie, o peso do animal e a temperatura da água.

Quando ocorre uma segunda distribuição de alimento, sem a amónia ter voltado ao valor de base, o segundo pico ainda é mais elevado e mais durável do que o primeiro. Constata-se, portanto, que os efeitos de cada refeição se acumulam (KHAUSHIK, 1980, RAMNAIRINE *et al.*, 1987 *in* TÉTU, 1996).

Para temperaturas compreendidas entre 14 – 20 °C o nível de excreção de ureia atinge o seu máximo 17 h após a alimentação (BUREL *et al.*, 1996). Contudo, o azoto ingerido é principalmente excretado sob a forma de amónia, representando os níveis de excreção diária de ureia 26% da soma da excreção de amónia total e ureia.

Os valores médios de excreção azotada determinados nos Teleósteos situam-se perto de algumas centenas de miligramas de azoto total / Kg de peso corporal e por dia (N/Kg/dia), sendo que cerca de 80% são representados pelo amoníaco e ureia (HANDY e POXTON, 1993, DOSDAT *et al.*, 1994). A figura 1.6 pretende ilustrar o fluxo de azoto nos tanques de uma cultura intensiva.

Relativamente ao fósforo, tem sido demonstrado que os peixes não utilizam todo o fósforo fornecido no alimento. Além dos 10% não ingeridos, através das fezes são lançados para o meio receptor cerca de 45 a 75% do fósforo fornecido. Do restante, somente 20 a 40% são utilizados para a manutenção, crescimento e reprodução, como representado na figura 1.4.

Podemos concluir, que para os dois nutrientes referidos, ocorre uma perda elevada para o meio receptor. Daí poderem ser os responsáveis pela eutrofização dos meios aquáticos.

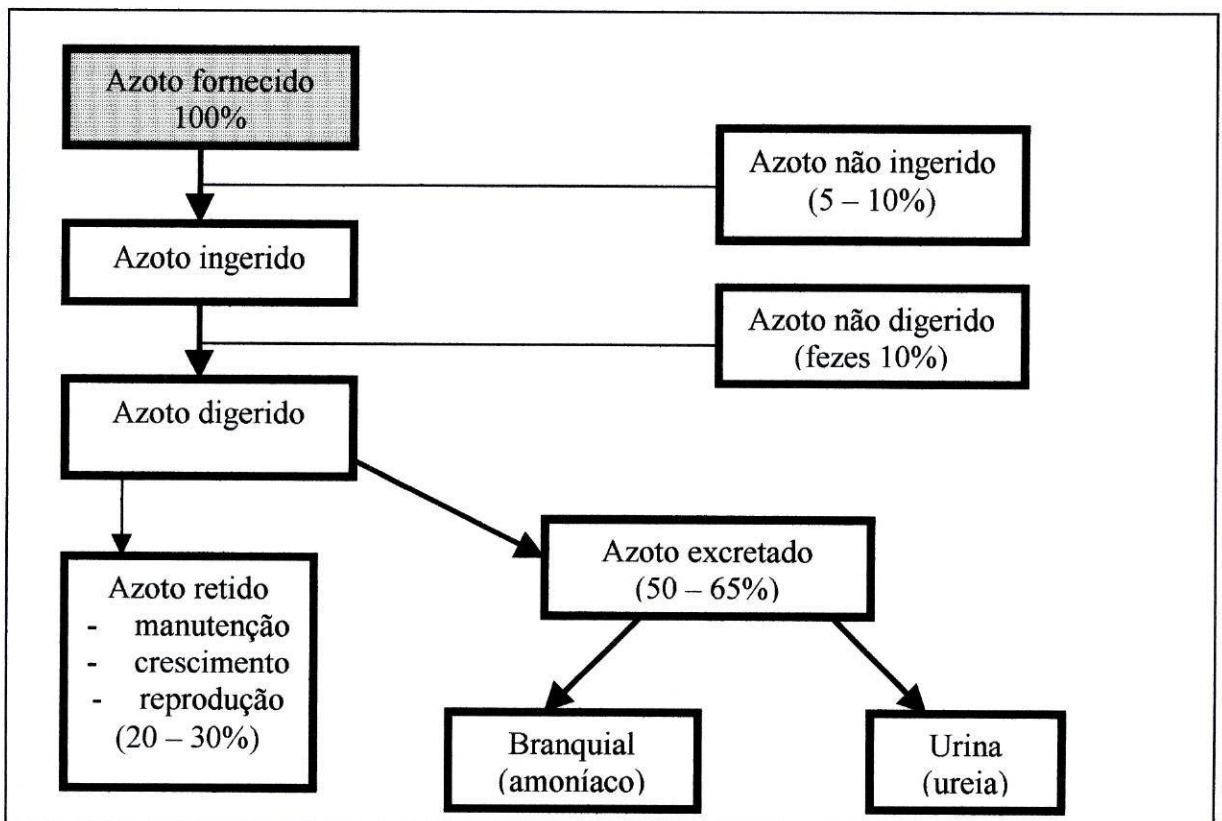


Figura 1.4: Utilização do azoto fornecido aos peixes (adaptado de DOSDAT, 1992)

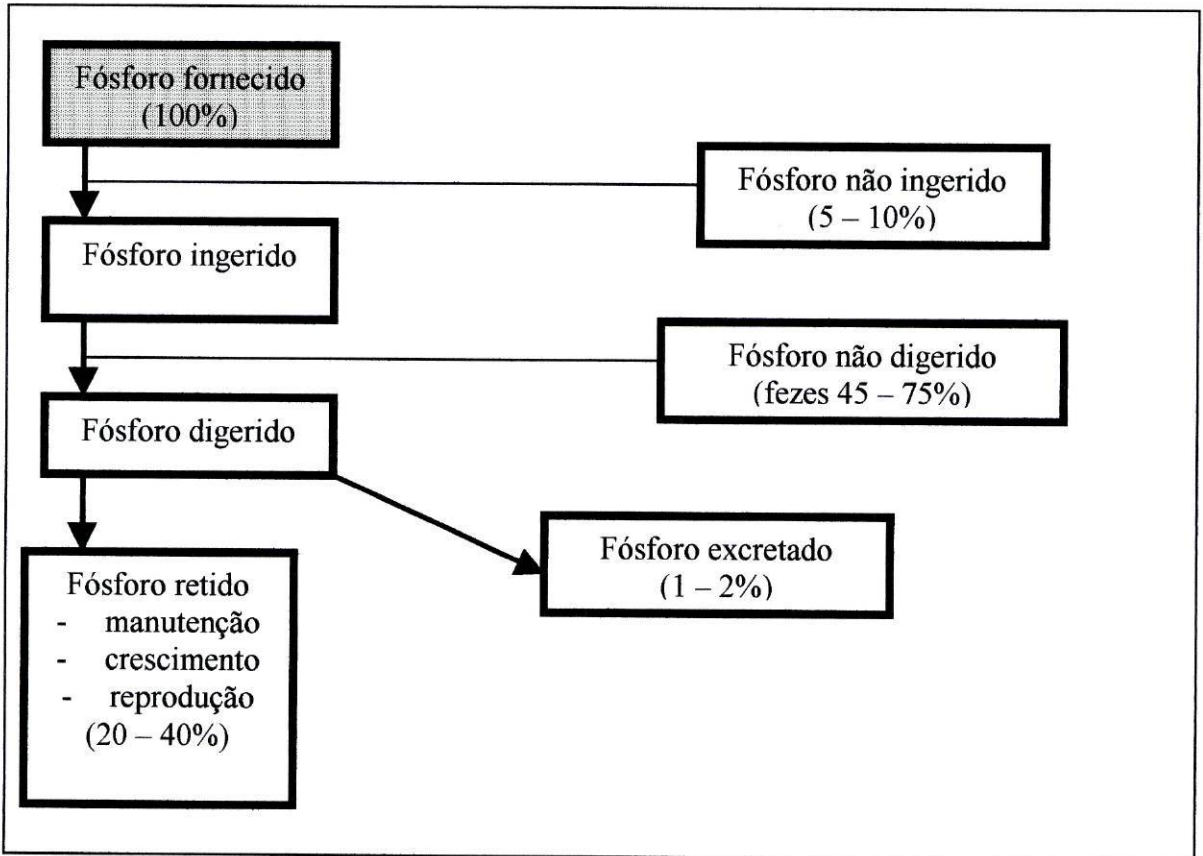


Figura 1.5: Utilização do fósforo fornecido aos peixes (adaptado de DOSDAT, 1992)

1.5 – ÂMBITO E OBJECTIVOS DO TRABALHO

O âmbito deste estudo insere-se na problemática do tratamento de efluentes na piscicultura marinha. Em Portugal, o Decreto Regulamentar nº14/2000 de 21 de Setembro, define as condições gerais a que deve obedecer a instalação, exploração e transmissão dos estabelecimentos de culturas marinhas.

Neste diploma (artigo 9º) são exigidas aos estabelecimentos de culturas marinhas “meios próprios de tratamento de efluentes, dimensionados de acordo com as cargas produzidas e nos termos da legislação aplicável sempre que seja fornecido alimento artificial”. Igualmente o pedido de autorização para instalação (artigo 10º) exige uma licença do domínio hídrico nos termos do Decreto Lei 468/71 de 5 de Novembro e 47/94 de 22 de Fevereiro, onde entre outros, é estabelecido o regime económico de utilização da água, compreendendo a sua captação e rejeição como águas residuais (carga poluente rejeitada).

O mesmo artigo exige a descrição das instalações para abastecimento e armazenamento da água para suporte da vida aquícola, na acepção do Decreto Lei nº236/98 de 1 de Agosto, bem como os volumes de água a utilizar.

Finalmente estipula a necessidade de indicação do circuito e condições de funcionamento do sistema hidráulico das áreas de produção.

Com a execução deste trabalho pretendemos contribuir para o conhecimento dos métodos de redução da carga poluente de pisciculturas do tipo intensivo, com recirculação, através de um conhecimento da eficácia dos diferentes tipos de tratamento de água utilizados.

Assim pretendeu-se:

- Avaliar a qualidade físico – química da água de entrada na piscicultura (para conhecimento do estado de referência do meio receptor);
- Avaliar as características físico – químicas do efluente total não tratado (para conhecimento dos valores de emissão);
- Determinar a eficiência dos diferentes sistemas de tratamento, nomeadamente dos filtros mecânico e biológico, e do ozonizador, nas condições estudadas;
- Relacionar as diferentes cargas poluentes com diferentes factores ambientais e operacionais (estação do ano, regime de marés / regime hidráulico, percentagem de recirculação e características de cultura, nomeadamente a biomassa e a alimentação);
- Iniciar a análise da estrutura do biofilme formado no filtro biológico;
- Confrontar os valores dos parâmetros físico – químicos obtidos com os constantes na legislação em vigor, de forma a contribuir para uma possível adaptação da legislação a pisciculturas.

2 – MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho subdivide-se em duas partes experimentais distintas mas complementares: estudo da eficiência dos sistemas de tratamento físico – químicos e biológicos existentes numa piscicultura, e um estudo preliminar do biofilme presente no sistema de tratamento biológico (biofiltro).

A parte experimental, respeitante ao estudo da variação dos factores físico – químicos nas amostras estudadas, foi realizada nas instalações da Estação de Zoologia Marítima “Doutor Augusto Nobre” da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. A parte experimental relacionada com o estudo do biofilme bacteriano foi efectuada na Escola Superior de Biotecnologia da Universidade Católica do Porto. As diferentes amostras de água utilizadas, bem como as amostras de biofilme, foram recolhidas numa piscicultura intensiva de Pregado (*Scophthalmus maximus*) localizada no norte do país.

2.1 – CARACTERIZAÇÃO DA PISCICULTURA

2.1.1 – Localização e estrutura da piscicultura

A piscicultura em estudo localiza-se no norte de Portugal, numa zona costeira de agricultura intensiva, com abundância de cultivo em estufa. Nas suas imediações existe, ainda, uma extensa área relvada destinada à prática desportiva.

A zona costeira onde a piscicultura está inserida apresenta uma paisagem sob a forma de dunas litorais, que dada a proximidade do mar se caracteriza como uma zona ventosa .

A piscicultura ocupa uma área que compreende espaço interior e espaço exterior, por onde se distribuem as diversas estruturas existentes. Assim, no interior localizam-se: maternidade e respectivos tanques de reserva de água, zona de produção de juvenis, zona de pré – engorda, zona de engorda, sala de abate e armazenamento, área social, sala de culturas de microalgas, sala de alimento vivo e laboratório. Na parte exterior localizam-se: as bombas de captação de água do mar, as bombas de recirculação da água, o decantador, onde se incluem o filtro mecânico

e o filtro biológico, e o ozonizador (Figura 2.1). Também existe um sistema industrial de produção de oxigénio.

Os tanques onde é efectuada a engorda dos animais (72 tanques rectangulares de 36 m³ cada) são de cimento com o fundo plano, e não possuem nenhum mecanismo de recolha de restos de alimento e fezes, sendo por isso, sujeitos a uma limpeza manual, por esvaziamento, uma vez por semana. Mensalmente é efectuada uma desinfeção com formol.

Para manter constante o fluxo de água através dos tanques de engorda a piscicultura necessita de bombear, sensivelmente, 200 l/s de água.

A água que abastece a piscicultura é captada directamente do mar, que se localiza a uma distância de 200 m, através de três bombas: bomba grande ou do norte, bomba pequena ou do meio e bomba de recurso, com capacidades de 80 a 140 l/s, 40 l/s e 4 l/s, respectivamente. A primeira está longe da praia, submersa no mar, funcionando maximamente, apenas, quando se regista preia – mar. A segunda, mais próxima, permite um funcionamento com maior aproveitamento das marés. A terceira está localizada na praia, distante do local de rebentação das ondas e funciona em contínuo. Esta bomba foi implementada a partir de Janeiro, pelo facto da bomba pequena ter sido danificada pelo mau tempo.

Após bombagem, a água é enviada para um depósito elevado e, posteriormente, distribuída pela piscicultura por gravidade, misturada com porções variáveis de água recirculada. Pelo facto de não ser possível um funcionamento contínuo em regime aberto, dada a dependência do ciclo de marés, existem quatro bombas de recirculação, duas grandes, com capacidade de 80 l/s e duas pequenas, com capacidade de 40 l/s, que asseguram o funcionamento em regime semi – fechado ou fechado. Quando não é bombeada água do mar estas bombas funcionam todas em simultâneo. Antes da sua entrada nos tanques, a água é oxigenada por adição de oxigénio produzido no exterior.

Alguns tanques da engorda servem como tanques de reserva de água para a maternidade, e são abastecidos com água bombeada directamente do mar.

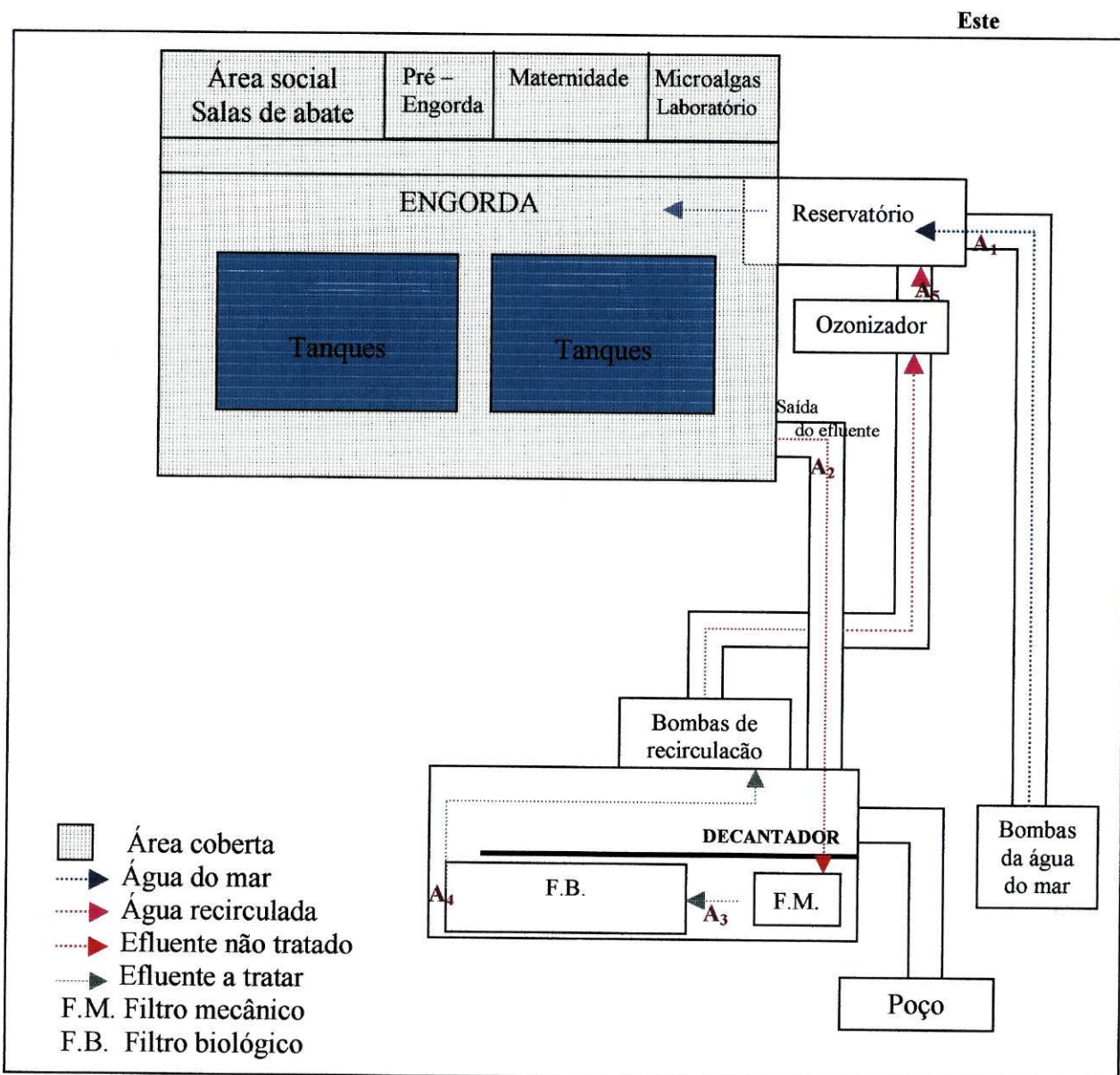


Figura 2.1: Representação esquemática das diferentes partes constituintes da piscicultura estudada e dos pontos de amostragem.

2.1.2 - Descrição dos sistemas de tratamento

Com o objectivo de melhorar as condições ambientais inerentes ao funcionamento da piscicultura foram implementados diferentes sistemas de tratamento da água residual: físicos, químicos e biológicos.

Assim, o efluente total não tratado, oriundo das diferentes partes da piscicultura é encaminhado para um tanque rectangular – “decantador” - com as seguintes dimensões: 15 m de comprimento, 8 m de largura e 1,5 m de profundidade e com capacidade para 180 m³ de água. No centro deste tanque existe um septo

incompleto com 13 m de comprimento. Este órgão, para além de servir de local onde deveria ocorrer a sedimentação de material particulado, serve de suporte ao filtro mecânico e ao filtro biológico.

O filtro mecânico é do tipo rotativo, de marca Hydrotech, sendo constituído por um cilindro cuja periferia está recoberta com uma tela com diâmetro de malha de 60 μm . A água é filtrada através da periferia do tambor, que é sujeito a uma rotação lenta. Enquanto parte do filtro emerge para filtrar a água, a outra é limpa por uma retro - lavagem por meio de uma corrente de água que é forçada contra o tambor na direcção oposta ao fluxo de água aquando da filtração. Lentamente, a porção limpa do filtro roda dentro da água, substituindo a porção obstruída. Como se trata de água salgada, a malha do tambor é constituída por aço galvanizado para evitar a corrosão.

Após passagem pelo filtro mecânico a água é direccionada para a zona do “decantador” onde se encontra submerso o filtro biológico com uma área de 136,8 m^2 . Este é do tipo artesanal, sendo constituído por, aproximadamente, 950 caixas de plástico, do tipo das que são usadas no transporte de fruta (48 cm x 30 cm x 15 cm), preenchidas com material de plástico (desperdícios industriais do fabrico das próprias caixas). As 950 caixas referidas dividem-se por 9 filas horizontais duplas. Cada fila tem uma altura de 6 caixas assentando no fundo sobre tijolos de barro. O intervalo existente entre as 9 filas é de 1 metro e todas apresentam 4 pontos de adição de ar em regime contínuo. O filtro está coberto por uma rede de cor verde escura.

Seguidamente, a água é sujeita ao único tratamento químico existente – ozonização através de um ozonizador, de marca Aeraqua. É de realçar, que ao longo da execução do presente trabalho este tipo de tratamento se encontrava em fase de experimentação, o que condicionou a colheita da amostra A₅, que por isso não se pôde efectuar quando o funcionamento do ozonizador se encontrava suspenso.

2.1.3 - Ciclo produtivo do Pregado

O ciclo do Pregado (*Scophthalmus maximus*) inicia-se nesta piscicultura com a introdução de juvenis na maternidade (10 – 20 g de peso fresco) em dois períodos do ano: Março / Abril e Agosto / Setembro. Durante o nosso período de amostragem a maternidade funcionou apenas de Outubro de 2000 a Março de 2001.

Posteriormente, os juvenis passam para a unidade de pré – engorda até atingirem 60 – 80 g de peso fresco, Finalmente passam para a zona de engorda onde permanecem até atingirem 1 – 1,5 Kg.

A alimentação dos animais na engorda efectua-se duas vezes por dia, de forma manual, às 9 horas e às 14 horas e é fornecida *ad libitum*.

O alimento fornecido é constituído por ração produzida numa unidade industrial de produção de alimento para peixe (ALPIS). A ração apresenta as seguintes características: proteína 50 – 55%, fósforo 2%, humidade 10%, óleo de peixe 14%, cinzas 13 %, energia > 20 kJ/g, proteína digerível 80%. A ração fornecida representa cerca de 1 – 1,5 % da biomassa e estima-se que 10 a 15% do alimento distribuído não é consumido, ficando acumulado no fundo dos tanques. A taxa de conversão alimentar é, calcula-se, da ordem de 3:1.

Nesta unidade pode também efectuar-se a produção de Robalo (*Dicentrarchus labrax*) para a qual foram implementadas as seguintes estruturas: zonas para produção de alimento vivo (fito e zooplâncton), uma maternidade, os tanques para os animais reprodutores, uma sala de larvas, zona de pré - engorda e tanques para a engorda colocado na parte exterior da piscicultura. Durante o período de amostragem não ocorreu produção integral (ano com condições climatéricas muito desfavoráveis), mas foi implementado um tanque circular exterior só para engorda, que funcionou a partir de Maio de 2001 (1 tonelada).

Esta é uma unidade com uma produção de 60/70 toneladas de Pregado por ano.

Os dados referentes à piscicultura foram, prontamente, cedidos pelo biólogo da mesma, sempre que solicitado.

2.2 – RECOLHA E TRATAMENTO DAS AMOSTRAS

2.2.1 – Amostras para a análise dos parâmetros físico – químicos

As amostragens foram efectuadas de Agosto de 2000 a Julho de 2001, num total de nove. Pelo facto de resultados obtidos com trabalhos anteriores permitirem concluir que factores, como a temperatura da água, o regime de marés / regime hidráulico e a hora de alimentação dos peixes, influenciavam a composição físico – química do efluente, as datas das colheitas foram escolhidas de acordo com os padrões de variação dos referidos factores.

A unidade de produção que serviu de amostragem foi visitada sempre que os referidos factores variavam, de acordo com um plano estabelecido. Assim as datas e hora das colheitas foram seleccionadas de forma a conjugar a maré registada (preia – mar ou baixa mar e, logo, funcionamento hidráulico) e a estação do ano (Inverno / Verão) com a hora de alimentação dos peixes, como mostra a tabela 2.1.

Tabela 2.1: Data da colheita, período do dia em que foi realizada e nº de horas de funcionamento contínuo da bomba grande até à hora da amostragem.

Data da colheita	Período do dia a que foi feita a recolha	Horas de funcionamento da bomba de maior capacidade
Agosto	Antes do Alimento	3
Novembro ₁	Antes do alimento	10
Novembro ₂	Antes do alimento	6,20
Janeiro	Após o alimento	6
Março	Após o alimento	7
Junho ₁	Após o alimento	4
Junho ₂	Após o alimento	6
Julho ₁	Antes do alimento	2,15
Julho ₂	Antes do alimento	2

Sendo um dos objectivos deste trabalho o estudo da eficiência dos sistemas de tratamento existentes na piscicultura, os pontos de amostragem foram estrategicamente escolhidos de acordo com o posicionamento dos referidos sistemas. Assim, foram seleccionados cinco pontos de amostragem correspondentes às amostras A₁, A₂, A₃, A₄ e A₅, sendo:

A₁ – água de entrada na piscicultura (colhida à saída do tubo que abastece os tanques de reserva para a maternidade)

A₂ – efluente total não tratado

A₃ – efluente após o filtro mecânico

A₄ – efluente após o filtro biológico

A₅ – efluente após o ozonizador

Posteriormente, foi acrescentado o ponto de amostragem A₁' (água do mar) para três das colheitas efectuadas. Este procedimento prendeu-se com o surgimento de dificuldades relativamente à colheita da água que constituía a amostra A₁, que tendia a apresentar, por vezes, mistura com água recirculada. Assim, nas colheitas denominadas como Junho₁, Julho₁ e Julho₂ efectuou-se a análise da amostra A₁', obtida na captação de menor capacidade, localizada na praia, para nos certificarmos de que se tratava exclusivamente de água do mar.

As amostras foram colhidas em bidões de plástico com capacidade de 10 L. Seguidamente foram transportadas para o laboratório da Estação de Zoologia Dr. Augusto Nobre, onde se procedia à sua imediata filtração com filtros do tipo Whatman GF/C.

In situ foram medidos a temperatura da água e o nível de oxigénio através de um oxímetro Oxiguard para a amostra A₁. No laboratório foram sempre determinados, para todas as amostras, a salinidade e o pH, com um refratómetro e um medidor de pH, respectivamente.

A água destinada à análise dos parâmetros físico-químicos foi congelada em frascos com capacidades de 500ml, 1000ml e 1500 ml, a uma temperatura de -20°C, após a filtração, sendo deixada a descongelar à temperatura ambiente no dia anterior à realização das análises. Raramente se necessário, a água era recongelada e usada novamente para análise, procedimento referido em AMINOT e CHAUSSEPIED (1983).

Para além das colheitas, e respectivas análises, descritas anteriormente, efectuamos uma campanha de colheitas em Abril, onde procedemos à análise das amostras no laboratório da piscicultura. Utilizamos duas técnicas de análise diferentes, uma segundo o manual do fotómetro 7000 sc - Palintest, pertencente à

piscicultura e outra segundo um Kit AquaMerck 1.08024. 001 – Testamónio, para dosear amónia em água salgada.

Foram efectuadas três colheitas ao longo de um dia como mostra a tabela 2.2.

Tabela 2.2: Hora das colheitas, amostras e parâmetros analisados em Abril, no laboratório da piscicultura.

Hora da colheita	Amostras recolhidas	Parâmetros analisados
10h20m	A ₄	Amónia, nitritos, nitratos
14h20m	A ₁ A ₄ A ₅	Amónia nitritos, nitratos
17h20m	A ₂ A ₃ A ₄	Amónia, nitritos, nitratos

As diferentes colheitas, efectuadas ao longo do dia, tiveram objectivos diferentes. Assim:

- A primeira colheita, efectuada às 10h20m teve como finalidade ver qual a concentração de amónia, nitritos e nitratos presentes na água recirculada que entrava na engorda, antes da alimentação dos animais. Uma vez que o ozonizador não estava a funcionar, e dado se estar a bombear água apenas através da bomba de menor capacidade, implicou que nesta colheita existisse uma recirculação de água na ordem dos 90%. A esta hora registava-se maré alta, mas de coeficiente insuficiente para arranque da bomba grande ou bomba do norte.
- O ozonizador foi ligado às 11 horas da manhã e a segunda colheita, foi efectuada às 14h30m, especificamente com o objectivo de se testar a taxa de eficiência do ozonizador na remoção da amónia, nitritos e nitratos, após alimentação e em período de pico (teórico) de excreção de amónia.
- A última colheita serviu para termos uma ideia se os valores encontrados através do uso do fotómetro estavam dentro da gama dos determinados segundo AMINOT e CHAUSSEPIED (1983), em situações (ambientais e operacionais) idênticas.
- Todas as amostras foram sujeitas a uma diluição de 1:10.

2.2.2 – Amostras para a análise do biofilme

Para análise do biofilme foram efectuadas duas colheitas, correspondentes a 17 de Janeiro de 2001 e 28 de Março de 2001, respectivamente.

O material utilizado para análise foi o adsordido aos desperdícios de plástico existentes a preencher a fila central de caixas de plástico que constituem o filtro biológico.

Para cada extracção recolheram-se 3 pedaços desse material prefazendo as áreas totais de 117,6 cm² e 143,1 cm², respectivamente.

Este material foi imediatamente colocado num saco de plástico mantendo um meio húmido, e guardado no frigorífico a uma temperatura de 4 °C até ao dia seguinte à colheita, procedendo-se à extracção do biofilme no laboratório da Escola Superior de Biotecnologia da Universidade Católica do Porto.

Na segunda colheita, para além da recolha do material referido procedemos, também, à recolha asséptica de água de atravessamento do filtro biológico.

2.3 – ANÁLISES EFECTUADAS

2.3.1 – Análises realizadas às amostras de água recolhidas

Na caracterização química das amostras de água da piscicultura foram avaliados os seguintes parâmetros:

- **Amónia**, segundo o método de KOROLEFF (1969) modificado para água do mar (AMINOT e CHAUSSEPIED, 1983).
- **Fosfatos**, segundo o método de MURPHY e RILEY (1962) descrito em AMINOT e CHAUSSEPIED (1983).
- **Nitritos**, segundo o método baseado na reacção de GRIESS, e aplicado à água do mar por BENDSCHNEIDER e ROBINSON (1952) descrito em AMINOT e CHAUSSEPIED (1983).
- **Nitratos**, segundo o método descrito em AMINOT e CHAUSSEPIED (1983) utilizando uma coluna de cádmio.

- **Sólidos suspensos totais e voláteis**, segundo STRICKLAND e PARSONS (1972).

Antes de se efectuarem as análises das amostras procedeu-se à elaboração de curvas de calibração adequadas (Anexo 1), nomeadamente, para a determinação da concentração de amónia, fosfatos, nitritos e nitratos, tendo em especial atenção a influência da salinidade. As mesmas foram elaboradas segundo as indicações de AMINOT e CHAUSSEPIED (1983).

Pelo facto de as concentrações de amónia, fosfatos, nitritos e nitratos presentes nas amostras recolhidas ultrapassarem os limites estabelecidos pelas curvas de calibração (à excepção da amostra A₁) procedemos à diluição de todas as restantes amostras, com água do mar artificial. Esta foi preparada de acordo com GRASSHOF (1976) descrito em AMINOT e CHAUSSEPIED (1983), diluindo 32 g de NaCl, 14 g de MgSO₄.7H₂O e 0,2 g de NaHCO₃ em 1000ml de água desmineralizada.

Para a análise da concentração de nitratos da amostra A₁, recolhida na captação existente na praia, procedeu-se também à diluição com água do mar artificial.

As diluições mais usualmente utilizadas foram as seguintes: amónia (1:4), fosfatos e nitritos (1:20) e nitratos (1:10).

2.3.2 – Análise do biofilme recolhido

2.3.2.1 – Extracção do biofilme

O biofilme foi raspado, assepticamente, com o auxílio de uma espátula esterilizada e colocado num frasco de 200 ml onde foram adicionados 100ml de solução salina a 30‰ contendo extracto de levedura. Esta foi obtida através da diluição de 0,60 g de NaCl e 0,060 g de extracto de levedura (LAB M) em 200ml de água destilada (LEONARD *et al.*, 2000).

Do homogeneizado obtido, uma parte foi conservada no frigorífico durante algumas semanas (na eventualidade de necessidade de repetição de inoculações), sendo outra parte congelada em tubos tipo eppendorf com capacidade de 1 ml, após adição de glicerol a 40% (percentagem final de glicerol 13,4%).

2.3.2.2 – Contagem de bactérias heterotróficas viáveis aeróbias (BHVA) e bactérias heterotróficas viáveis aeróbias marinhas (BHVA_m)

I – Meios de cultura utilizados

Foram utilizados os seguintes meios:

- Nutriente Agar (NA) (LAB M) – agar com extracto de levedura. É um agar nutritivo destinado a isolar bactérias heterotróficas aeróbias, (BHVA).
- Marine Agar (MA) (DIFCO) – meio de cultura com salinidade igual a 34 ‰. É utilizado para a pesquisa de bactérias heterotróficas em amostras de água salobra ou salgada.

II – Procedimento técnico

Os meios de cultura foram preparados de acordo com as indicações dos fabricantes. Após esterilização foram transferidos para placas de petri em plástico, com 90 mm de diâmetro, à razão de ± 15 ml/caixa.

Cada caixa foi inoculada, assepticamente, com 0,1 ml de homogeneizado ou de água de atravessamento do biofiltro (caso da segunda colheita), submetidos, anteriormente, e também em condições de assépsia, a diluições seriadas (10^{-1} a 10^{-7}) em solução salina a 30‰.

De seguida, com o auxílio de uma pipeta Pasteur dobrada em L, e igualmente, em condições de assepsia, procedeu-se ao espalhamento de 0,1 ml de cada uma destas diluições (em duplicado) no meio Nutriente Agar (NA), e no meio Marine Agar (MA).

Dado não observarmos crescimento nas diluições de 10^{-6} e 10^{-7} estas foram omitidas na segunda colheita.

As placas foram colocadas a incubar em aerobiose, em posição invertida durante 48 horas, numa estufa à temperatura de 25°C, na obscuridade.

Após incubação, procedeu-se à contagem de todas as colónias presentes tendo-se seleccionado as placas que apresentavam um número de unidades formadoras de colónias (UFC) compreendido entre 30 e 300. Para estas placas procedeu-se à

identificação de grupos constituídos por diferentes tipos morfológicos, de acordo com a cor, tamanho e forma de rebordo apresentados pelas colónias.

De seguida, foi efectuado o isolamento de uma colónia representativa de cada um dos tipos morfológicos presentes, semeando-a em nova placa contendo os meios indicados. Este procedimento era repetido, sempre que necessário, até à obtenção de uma cultura pura de cada um dos tipos morfológicos referidos ou daqueles que nos pareciam mais representativos.

Esta sementeira foi realizada com uma ansa, previamente esterilizada à chama até à incandescência.

As condições de incubação foram as mesmas descritas anteriormente.

Todo as colónias purificadas foram conservadas a -20°C , em tubos do tipo eppendorf com 1000 μl de solução salina a 30‰ com adição de 500 μl de glicerol a 40%.

2.3.2.3 – Contagem de bactérias anaeróbias que utilizam NO_3 (“desnitrificantes”)

I – Meios de cultura utilizados

- Nitrate Agar com sal (NitA-c) obtido diluindo: peptona 2,5g; extracto de carne 1,5 g; KNO_3 0,5 g; Bacto Agar (Difco, Detroit Mich) 7,0 g; NaCl 0,175 g, em 500 ml de água destilada, preparado segundo RHEE *et al* (1997).
- Nitrate Agar sem sal (NitA-s) obtido usando todos componentes anteriores à excepção do NaCl, preparado segundo RHEE *et al* (1997).

II – Procedimento técnico

O procedimento técnico foi igual ao utilizado para as BHVA e BHVAm, exceptuando o modo de incubação. As placas que continham os meios NitA-c e NitA-s foram incubadas numa jarra de anaerobiose.

A atmosfera anaeróbia foi obtida através de um sistema de geração de gás CO_2 – H_2 (Anaerocult) e confirmada pela redução de uma tira de resazurina (OXOID - anaerobic indicator - BR 55).

Todas as placas foram colocadas a incubar numa estufa a 25 °C, na obscuridade.

O tempo de incubação foi variável, de 4 a 7 dias, de acordo com a observação de crescimento de colónias nas placas.

2.3.2.4 – Método utilizado para caracterização preliminar das bactérias isoladas

Uma vez obtidas as culturas puras, foi feita a caracterização morfológica, fisiológica e bioquímica preliminar das bactérias isoladas:

➤ **Reacção Gram**

- Reagentes utilizados: 1 – Violeta de cristal
- 2 – Lugol
- 3 – Álcool a 95%
- 4 – Safranina

Técnica: a um esfregaço, depois de seco ao ar e fixado à chama, foram adicionados os reagentes pela ordem indicada, tendo sido deixados a actuar durante 60 segundos, à excepção do reagente 3 que actuou, apenas, 30 segundos. Entre as diferentes adições de reagentes a preparação foi lavada com água destilada. Por fim deixou-se secar ao ar e observou-se ao microscópio (ampliação: 1000 x).

- **Oxidase** – uma porção de uma colónia bem isolada, proveniente de uma cultura fresca em placa, foi colocada sobre papel de filtro, previamente, impregnado com uma solução aquosa a 1% de tetrametil -p -fenilenediamina. O desenvolvimento imediato (menos de 10 – 15 segundos) de uma coloração violeta indica a presença da enzima citocromo – oxidase.
- **Catalase** - colocação de uma gota de água oxigenada numa caixa de petri limpa a qual se adicionou uma porção de uma colónia bem isolada, proveniente de uma cultura fresca. A imediata libertação de bolhas de gás indica a presença da enzima catalase.
- **Morfologia** - por observação directa ao microscópio óptico composto (ampliação: 1000x)

Estes testes primários foram aplicados a todas as colónias isoladas.

As bactérias Gram negativas isoladas foram identificadas usando o sistema API NE (Biomérieux)

➤ **Teste API 20 NE** (Biomérieux) – este teste foi apenas aplicado às colónias puras.

O teste API 20 NE é um sistema padronizado combinando oito testes convencionais e doze testes de assimilação, para identificação de bacilos Gram negativos não *Enterobacteriaceae* (ex. *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Moraxella*, *Vibrio*, *Aeromonas*, etc.).

Princípio: A tira do teste API 20 NE comporta vinte microtubos contendo meios e /ou substratos desidratados.

As galerias para os testes convencionais são inoculadas com uma suspensão bacteriana salina que reconstitui os meios e as bactérias crescem se conseguirem utilizar o substrato correspondente. Durante a incubação, o metabolismo bacteriano produz ou turbidez ou mudanças de cor espontâneas ou reveladas pela adição de reagentes.

As reacções são lidas de acordo com uma tabela, existente no manual do teste, e a identificação é conseguida através de um Catálogo Analítico ou usando um programa de software Apilab Plus (Biomérieux).

2.3.3 – Avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento

A eficiência dos diferentes sistemas de tratamento foi determinada da seguinte forma (METCALF & EDDY, 1993):

$$E = \frac{S_0 - S}{S_0} \times 100 \quad \text{em que:}$$

E – Eficiência do processo (em percentagem)

S_0 – Concentração do substrato no afluente

S – Concentração do substrato no efluente

2.3.4 – Tratamento estatístico

O tratamento estatístico foi efectuado com o programa Statistica, 4.5 para o Windows, elaborando-se rectas de regressão linear para os parâmetros composição da água do mar, composição do efluente, número de horas de bombagem, temperatura e biomassa.

3 – RESULTADOS

Os resultados apresentados ao longo deste trabalho correspondem a uma situação real de cultura intensiva de Pregado (*Scophthalmus maximus*) e não, meramente, a uma situação experimental e/ou piloto controlada em laboratório.

Inicialmente serão apresentados os resultados referentes a caracterização da piscicultura, nomeadamente, ao regime hidráulico a que a mesma esteve sujeita, por se tratar de um parâmetro de influência preponderante nos resultados obtidos.

Seguidamente, apresentaremos a caracterização físico – química das amostras colhidas: A₁/A₁' A₂, A₃, A₄ e A₅. Neste ponto abordaremos a influência de diferentes variáveis, tais como temperatura, biomassa, funcionamento da bomba grande e alimentação dos animais.

Sendo um dos principais objectivos deste trabalho a avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento existentes na piscicultura, de seguida serão apresentados os resultados das eficiências de remoção de amónia, nitritos, nitratos, fosfatos, SST e SSV pelo filtro mecânico, filtro biológico e ozonizador.

Por último surgirão os resultados referentes ao estudo preliminar do biofilme recolhido no filtro biológico, onde relativamente a cada uma das extracções efectuadas será apresentada uma caracterização dos diferentes tipos morfológicos de colónias de acordo com a cor, tamanho e forma de rebordo. Serão, também, apresentados os resultados dos testes efectuados às colónias puras (oxidase, catalase, Gram, API NE) de forma a se obter uma identificação provável das bactérias isoladas.

3.1 – CARACTERIZAÇÃO DA PISCICULTURA

Ao longo do período de estudo as condições existentes na piscicultura onde procedemos à colheita das amostras do efluente e do biofilme não foram constantes, apresentando variações no que concerne:

- ao funcionamento da maternidade (que funcionou apenas de Outubro de 2000 a Março de 2001);

- biomassa (que diminuiu ao longo do trabalho por impossibilidade de reposição do stock na Primavera devido ao mau tempo);
- ao tipo de regime hidráulico verificado;
- às alterações estruturais introduzidas no sistema de captação da água do mar;
- ao funcionamento do ozonizador;
- às condições atmosféricas, uma vez que parte do período de execução deste trabalho correspondeu ao Inverno que foi extremamente chuvoso. Esta variação influenciou, essencialmente, a salinidade da água do mar e a concentração de sólidos.

As amostras foram colhidas nos locais indicados na figura 2.1 apresentada no capítulo 2 – Material e Métodos, e designam-se por:

A₁ – água de entrada na piscicultura (colhida à saída do tubo que abastece os tanques de reserva para a maternidade)

A₂ – efluente total não tratado

A₃ – efluente após o filtro mecânico

A₄ – efluente após o filtro biológico

A₅ – efluente após o ozonizador

Posteriormente foi acrescentada a amostra A₁' que foi colhida na saída da bomba de recurso localizada na praia, devido à dificuldade de colheita da amostra A₁.

Na tabela 3.1 apresentam-se os resultados obtidos para os parâmetros temperatura, oxigénio, salinidade e pH para as diferentes amostras colhidas.

A temperatura média da água de entrada na piscicultura variou entre 12,3 e 18,8 °C, no Inverno e Verão, respectivamente. A salinidade variou entre 30 e 34 ‰ e o pH entre 7,8 e 8,2. O oxigénio manteve-se constante ao longo das várias amostragens, à excepção da colheita de Agosto que registou 5 mg/l. A salinidade e o pH foram, ainda, medidos para todas as amostras do efluente recolhidas como mostra a tabela 3.1.

Tabela 3.1.: Variação da temperatura (°C) e do oxigénio (mg/l) na amostra A₁, e da salinidade (‰) e do pH em todas as amostras, ao longo das várias colheitas realizadas.

Data da recolha	Parâmetros											
	Temperatura (°C)	Oxigénio (mg/l)	Salinidade (‰)					pH				
	A ₁	A ₁	A ₁	A ₂	A ₃	A ₄	A ₅	A ₁	A ₂	A ₃	A ₄	A ₅
Agosto	18,2	5	34	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Julho 1	18,7	10 - 13	30/20*	30	30	30	30	8,2/8*	6,4	6,4	6,4	6,4
Julho 2	17,6	10 - 13	20*	30	30	30	30	8,1*	6,6	6,4	6,7	6,7
Junho 1	18,2	10 - 13	18*	24	24	24	-	7,8*	6,8	6,8	7,0	-
Junho 2	18,8	10 - 13	32	31	30	30	30	8,2	7,1	6,8	6,7	6,8
Novembro 1	13,7	10 - 13	34	34	34	34	34	7,8	6,6	6,8	6,7	6,9
Novembro 2	12,5	9 - 10	34	34	34	34	34	8,2	6,7	6,7	6,6	6,7
Janeiro	12,3	10 - 12	30	28	26	28	-	8,1	7,1	7,0	6,9	-
Março	14,2	10 - 12	30	29	29	29	-	7,8	7,6	7,8	8,0	-

*A₁?

Em relação à biomassa verificou-se uma constância de valores durante as colheitas efectuadas no Verão que apresentaram valores de 25 toneladas, à excepção de Agosto de 2000 (40 toneladas). Durante os meses de Inverno o seu valor oscilou entre 40 a 42 toneladas em Janeiro e Março, e 35 a 39 toneladas em Novembro₁ e Novembro₂.

3.1.1 – Regime hidráulico

O regime hidráulico da piscicultura é sempre dependente das marés, o que condiciona a bombagem da água directamente do mar. Esta apenas é possível por um período máximo de 6 a 8 horas, por ciclo de maré, quando se regista preia mar e com um coeficiente mínimo de 3,3 m, necessário para funcionamento da bomba grande. Assim, para se manter constante o débito de entrada de água nos tanques de engorda há necessidade de recirculação de água usada. Desta forma podem ocorrer diferentes situações relacionadas com o tipo de regime hidráulico:

- captação com a bomba grande (ou do norte) com capacidade de 80 – 140 l/s e com a bomba pequena com capacidade de 40 l/s. Dado que a água captada por estas duas bombas não é suficiente para a piscicultura (que necessita de 200 l/s), nestas condições funciona, ainda em simultâneo, uma bomba pequena de recirculação.

Assim regista-se uma situação em que a percentagem de água nova que entra na piscicultura é de 80% e a taxa de recirculação de 20%. É um regime próximo de um sistema aberto, se se tratar de uma maré com coeficiente igual ou superior a 3,3 m;

- captação com a bomba pequena (ou do meio) com capacidade de 40 l/s, e funcionamento de duas bombas de recirculação com capacidade de 80 l/s, cada uma. Nesta situação a taxa de recirculação situa-se entre os 75 – 80%, sendo a percentagem de água nova apenas 25 -20%. Regime correspondente a um sistema semi – fechado. É de referir que em Janeiro a bomba pequena avariou registando-se, por isso, um aumento das necessidades de recirculação da água;
- ausência de captação e recirculação total da água. Regime equivalente a um sistema fechado. Nesta situação o fornecimento de água é assegurado pelo funcionamento de quatro bombas de recirculação, duas grandes e duas pequenas, com capacidades teóricas de 80 e 40 l/s, respectivamente, sendo a quantidade de água recirculada 200 l/s, aproximadamente.

As situações descritas anteriormente correspondem a situações teóricas podendo ocorrer entre elas outras intermédias. Por exemplo, se o funcionamento da bomba grande não for máximo poderá entrar na piscicultura 50% de água recirculada e 50% de água nova.

Qualquer que seja o funcionamento hidráulico verificado, a bomba de recurso existente na praia, com capacidade de 4 l/s, funciona continuamente, assegurando um fornecimento de 345600 l de água do mar por dia, ou seja apenas 2% das necessidades diárias da piscicultura.

A tabela 3.2. mostra o número de horas de funcionamento da bomba de maior capacidade (bomba grande ou do norte) ao longo do período de amostragem.

Tabela 3.2.: Caracterização das várias colheitas relativamente ao funcionamento da bomba grande (nº de horas); situação de Verão e Inverno / antes e após alimentação dos animais.

Colheita	Funcionamento da Bomba grande (h)		
Agosto	3	Antes	Verão
Julho ₁	2,5		
Julho ₂	2		
Junho ₁	4		
Junho ₂	6	Após	Inverno
Novembro ₁	10	Antes	
Novembro ₂	6,20		
Janeiro	6	Após	
Março	7		

Através da análise da tabela podemos verificar que o tempo de funcionamento da bomba grande foi superior nos meses de Inverno, sendo o seu máximo em Novembro₁, e o seu funcionamento mínimo em Julho₂, com 10 e 2 horas, respectivamente.

3.1.2 – Caracterização química das amostras da piscicultura

Seguidamente serão apresentados os resultados dos parâmetros químicos para cada uma das amostras colhidas (A₁/A₁' , A₂, A₃, A₄ e A₅), nomeadamente: amónia, fosfatos, nitritos, nitratos e sólidos suspensos (totais e voláteis).

As colheitas encontram-se separadas em dois grupos correspondendo a situações de Verão e Inverno (V/I) e de animais não alimentados (A) e alimentados (P). Assim, ao longo de todo o trabalho as datas das colheitas serão apresentadas pela seguinte ordem: Agosto, Julho₁, Julho₂ (Verão/antes do alimento); Junho₁, Junho₂ (Verão/após alimento); Novembro₁, Novembro₂ (Inverno/antes do alimento); Janeiro, Março (Inverno/após alimento).

Amostra 1 – água de entrada na piscicultura

Na tabela 3.3. estão representados os resultados obtidos na análise realizada à amostra 1 – A₁, que corresponde à água que entra na piscicultura, proveniente de um depósito elevado.

Tabela 3.3.: Média das concentrações e respectivos desvios padrão ($n=3$) dos nutrientes (mg/l) determinada para a amostra A_1/A_1' no período de amostragem considerado: sólidos suspensos totais (SST)¹, sólidos suspensos voláteis (SSV)¹, amónia (N – NH₄), fosfatos (P – PO₄), nitritos (N-NO₂) e nitratos (N-NO₃).

¹ – No mês de Agosto não existem resultados dos SST e dos SSV por perda da amostra.

		Amónia	Fosfatos	Nitritos	Nitratos	SST	SSV
V/A	Ag	< 0,007	< 0,003	0,006±0,001	0,300±0,001	-	-
	Jl₁*	0,048±0,008	0,028±0,000	0,001±0,000	0,152 ±0,009	2,100±0,240	0,700±0,141
	Jl₂*	0,019±0,002	0,036±0,002	0,008±0,000	3,087±0,010	0,830±0,141	0,395±0,375
V/P	Jn₁*	0,086±0,001	0,098±0,003	0,032±0,001	3,136±0,085	1,255±0,643	0,820±0,113
	Jn₂	< 0,007	0,040±0,001	0,003±0,000	0,215±0,035	2,735±0,092	1,099±0,045
I/A	Nv₁	< 0,007	0,013±0,002	0,002±0,000	0,242±0,000	2,920±0,310	0,975±0,15
	Nv₂	< 0,007	< 0,003	0,000±0,000	0,361±0,006	2,660±0,260	0,620±0,085
I/P	Jn	< 0,007	0,005±0,003	0,004±0,000	0,392±0,002	19,650±0,90	3,800±0,350
	Mr	< 0,007	0,024±0,001	0,001±0,000	0,579±0,004	0,975±0,18	0,525±0,035

V/A: Situação de Verão e antes do alimento; V/P: Situação de Verão e após o alimento

I/A: Situação de Inverno e antes do alimento; I/P: Situação de Inverno e após o alimento

* Os resultados apresentados para as colheitas de Junho₁, Julho₁ e Julho₂ correspondem à amostra A_1' .

Pela análise da tabela 3.3. podemos constatar que a água utilizada pela piscicultura apresenta valores relativamente elevados para os nitratos, com um valor mínimo de 0,152 mg/l em Julho₁ e um valor máximo em Junho₁ de 3,136 mg/l. Estes dois valores correspondem à amostra A_1' . Para A_1 o mínimo registou-se em Novembro₁ (0,242 mg/l) e o máximo em Março (0,579 mg/l).

Relativamente aos nitritos verificamos que os valores determinados, ao longo de todo o período de amostragem, são baixos, tendo sido próximos de zero em Novembro₂. Os valores mais elevados são de 0,006 e 0,008 mg/l em Agosto e Julho₂, respectivamente. Na generalidade, podemos verificar que os valores mais altos foram detectados no Verão e os mais baixos no Inverno.

Quanto aos fosfatos, o valor mínimo detectado foi inferior a 0,003 mg/l nas colheitas de Agosto e Novembro₂ e o valor máximo foi de 0,098 mg/l em Junho₁.

No que diz respeito à amónia constatamos que a sua concentração na água de entrada na piscicultura é baixa, sendo em seis colheitas efectuadas, inferior a 0,007 mg/l, sendo o seu valor máximo (0,086 mg/l) registado em Junho₁ (A_1').

Relativamente aos sólidos constatamos que a concentração de SST é superior à dos SSV em todas as colheitas efectuadas. O valor máximo foi registado em Janeiro, sendo de

19,650 e 3,800 mg/l, respectivamente para SST e SSV. O valor mínimo foi encontrado em Julho₂, com os valores de 0,830 e 0,395 mg/l, respectivamente para SST e SSV.

A figura 3.1. permite-nos estabelecer uma comparação entre as percentagens dos diferentes nutrientes detectadas na amostra de água que abastece a piscicultura.

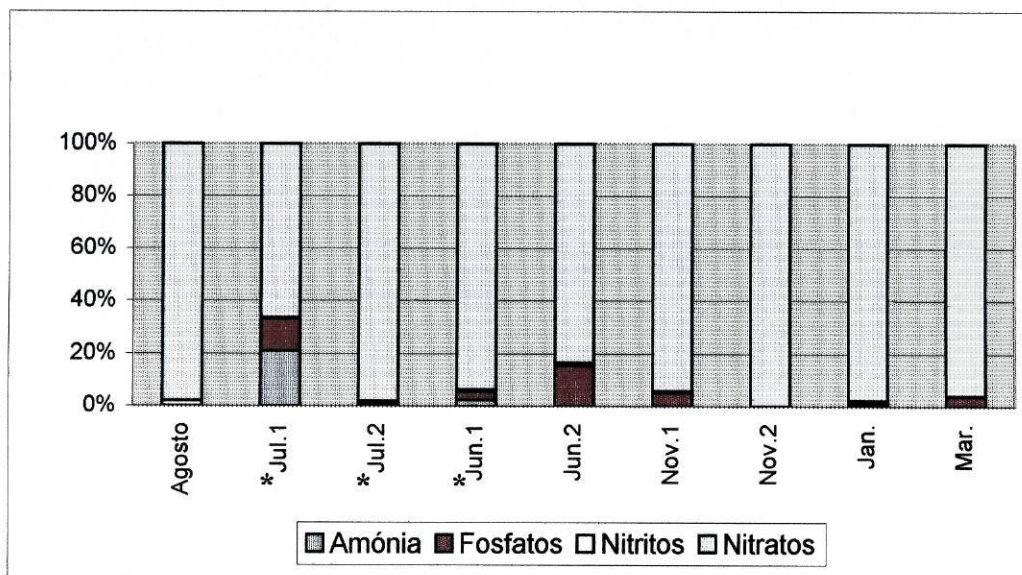


Figura 3.1.: Percentagem de nutrientes encontrada na água da amostra A₁/A₁'.

* A₁'

Por análise da figura 3.1., mais uma vez verificamos, que os nitratos se encontram em percentagem superior aos restantes nutrientes, correspondendo em média a valores superiores a 90% do total. Os restantes nutrientes representam, na maioria das colheitas, percentagens inferiores a 10%, à excepção da amónia na colheita de Julho₁ e os fosfatos na colheita de Junho₂. A percentagem de SST e SSV encontrada na água de entrada na piscicultura encontra-se traduzida na figura 3.2.

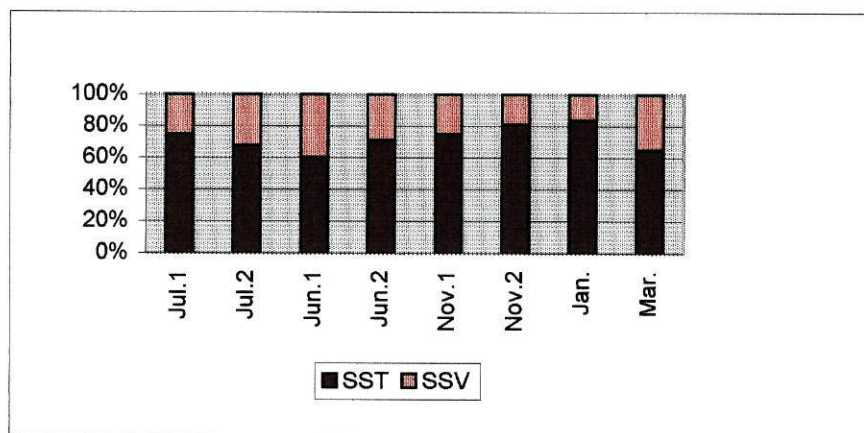


Figura 3.2.: Percentagem de SST e SSV encontrada na água da amostra A₁/A₁'.

Através da observação da figura 3.2. podemos verificar que na água de entrada na piscicultura, os SST apresentam, em todas as colheitas, uma percentagem média superior a 70% do total de sólidos. As percentagens dos SSV variam de uma forma directamente proporcional à dos SST.

A figura 3.3. traduz a relação entre as horas de bombagem e a concentração de SSV e SST na amostra A₁.

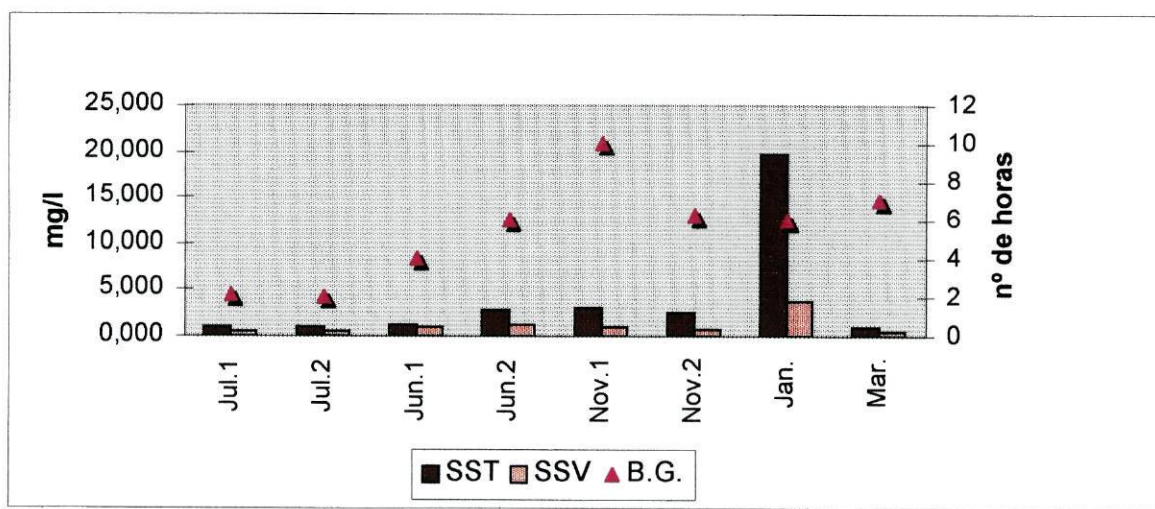


Figura 3.3. – Relação entre as horas de bombagem e a concentração de SSV e SST na amostra A₁.

Através da análise da figura 3.3. verificamos que, na generalidade, a concentração de sólidos na água de entrada da piscicultura, tende a aumentar com o número de horas de bombagem, ainda que esse aumento não seja proporcional. Nem sempre maiores períodos de bombagem correspondem a uma concentração de sólidos mais elevada e dois exemplos elucidativos são as colheitas de Janeiro e Novembro₁. A primeira corresponde à maior concentração de sólidos tendo sido o período de bombagem, apenas, de 6 horas. Enquanto que a segunda, que corresponde ao período de bombagem mais elevado (10 horas) a concentração de sólidos é muito próxima da registada em Novembro₂ e Junho₂ com um período de funcionamento da bomba grande de 6,2 e 6 horas, respectivamente.

A análise de correlação efectuada não permitiu confirmar com segurança a relação descrita acima (Anexo II).

As figuras seguintes (3.4 – 3.7) traduzem a relação entre a concentração dos diferentes parâmetros físico - químicos: amónia, nitritos, nitratos, fosfatos e a temperatura da água que entra na piscicultura.

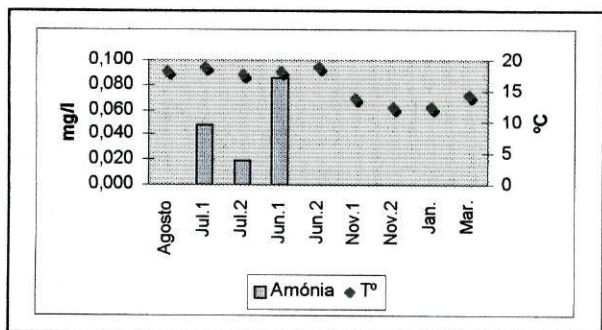


Figura 3.4: Relação entre a concentração de amônia e a temperatura na amostra A₁/A₁'

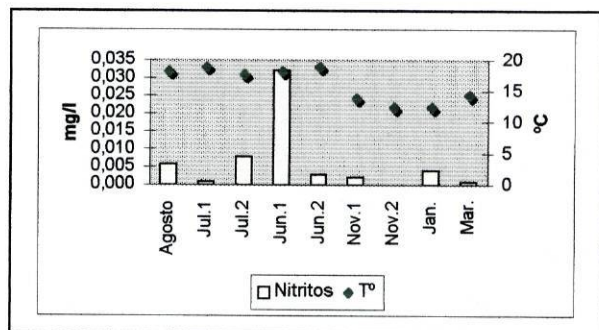


Figura 3.5: Relação entre a concentração de nitritos e a temperatura na amostra A₁/A₁'.

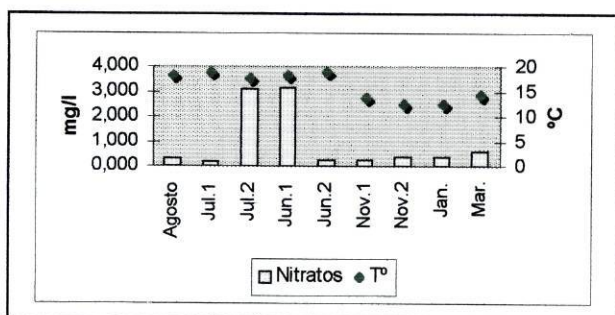


Figura 3.6: Relação entre a concentração de nitratos e a temperatura na amostra A₁/A₁'.

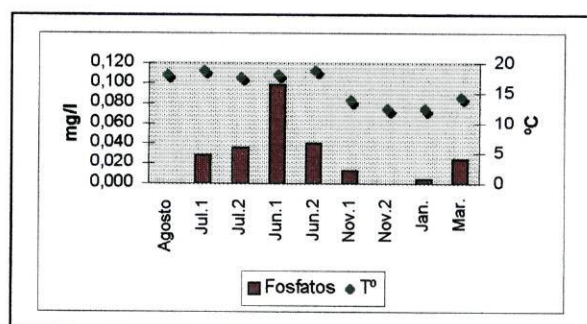


Figura 3.7: Relação entre a concentração de fosfatos e a temperatura na amostra A₁/A₁'.

Para os diferentes parâmetros verificam-se concentrações mais elevadas quando as temperaturas são mais altas, isto é, nos meses de Verão e para A₁' , isto é amostra colhida na saída da bomba de recurso. Contudo, a colheita onde se registam concentrações mais elevadas para os diferentes parâmetros foi em Junho₁, que não corresponde à temperatura mais elevada.

A análise de correlação efectuada não permitiu confirmar com segurança a relação que parece existir entre a concentração de nutrientes e a temperatura (Anexo II).

Amostra 2 – Efluente total não tratado

Na tabela 3.4. estão representados os resultados obtidos na análise dos parâmetros físico – químicos da amostra A₂, que corresponde ao efluente total não tratado que sai da piscicultura, proveniente das várias zonas de produção.

Pela análise da tabela 3.4. podemos constatar que no efluente total não tratado se registou um aumento substancial da amônia, nitritos e fosfatos, relativamente à água de entrada na piscicultura.

Tabela 3.4.: Média das concentrações e respectivos desvios padrão (n=3) dos nutrientes (mg/l) determinada na amostra A₂ no período de amostragem considerado: sólidos suspensos totais (SST)¹, sólidos suspensos voláteis (SSV)¹, amónia (N – NH₄), fosfatos (P – PO₄), nitritos (N-NO₂) e nitratos (N-NO₃).

¹ – No mês de Agosto não existem resultados dos SST e dos SSV por perda da amostra.

		Amónia	Fosfatos	Nitritos	Nitratos	SST	SSV
V/A	Ag	0,871±0,015	0,530±0,020	0,272±0,001	5,190±0,002	-	-
	Jl₁	2,901±0,000	1,220±0,001	0,628±0,005	0,886±0,002	8,500±0,141	6,600±0,566
	Jl₂	0,971±0,006	1,869±0,018	0,465±0,002	4,440±0,005	5,900±0,707	3,500±0,141
V/P	Jn₁	1,403±0,002	1,300±0,003	0,495±0,002	3,846±0,002	9,700±2,828	7,275±1,450
	Jn₂	0,766±0,011	0,711±0,003	0,177±0,000	1,840±0,005	8,500±1,273	6,900±0,424
I/A	Nv₁	0,504±0,000	0,446±0,001	0,251±0,001	0,377±0,009	8,200±0,850	5,800±1,400
	Nv₂	0,564±0,000	0,182±0,001	0,184±0,000	0,399±0,006	11,180±1,160	7,050±0,210
I/P	Jn	0,732±0,003	0,611±0,004	0,179±0,001	1,001±0,002	25,200±0,700	19,800±0,070
	Mr	0,959±0,008	0,302±0,001	0,116±0,001	0,388±0,001	14,500±0,990	9,400±0,000

V/A: Situação de Verão e antes do alimento; V/P: Situação de Verão e após o alimento

I/A: Situação de Inverno e antes do alimento; I/P: Situação de Inverno e após o alimento

A concentração de nitratos apresenta alguma relação com os valores da amostra A₁/A₁'. O seu valor máximo de 5,190 mg/l foi registado em Agosto e o seu valor mínimo de 0,377 mg/l correspondeu à colheita de Novembro₁.

Relativamente aos nitritos verificamos que os valores calculados, ao longo de todo o período de amostragem, são relativamente constantes, apresentando um valor máximo de 0,628 mg/l em Julho₁ e um valor mínimo de 0,116 mg/l em Março.

Quanto aos fosfatos, o valor mínimo detectado foi de 0,182 mg/l na colheita de Novembro₂ e o valor máximo foi de 1,869 mg/l em Junho₂.

No que diz respeito à amónia constatamos que a sua concentração no efluente total não tratado foi bastante variável ao longo das várias colheitas efectuadas, sendo o seu valor mínimo de 0,504 mg/l em Novembro₁ e o seu valor máximo 2,901 mg/l registado em Julho₁.

Podemos verificar que, para os diferentes parâmetros analisados, os valores mais altos foram detectados no Verão e os mais baixos no Inverno, tal como se registou para a amostra A₁/A₁' que representa a água de entrada na piscicultura. Relativamente ao factor alimentação dos animais não foi possível estabelecer um padrão de variação característico.

Relativamente aos sólidos constatamos que a concentração de SST é superior à dos SSV em todas as colheitas efectuadas. O valor máximo foi registado em Janeiro, sendo de 25,200 e 19,800 mg/l, respectivamente para SST e SSV. O valor mínimo foi encontrado em Julho₂, com os valores de 5,900 e 3,500 mg/l, respectivamente para SST e SSV.

A análise da figura 3.8. permite-nos estabelecer uma comparação entre as percentagens dos diferentes nutrientes detectadas na amostra do efluente total não tratado que sai da piscicultura.

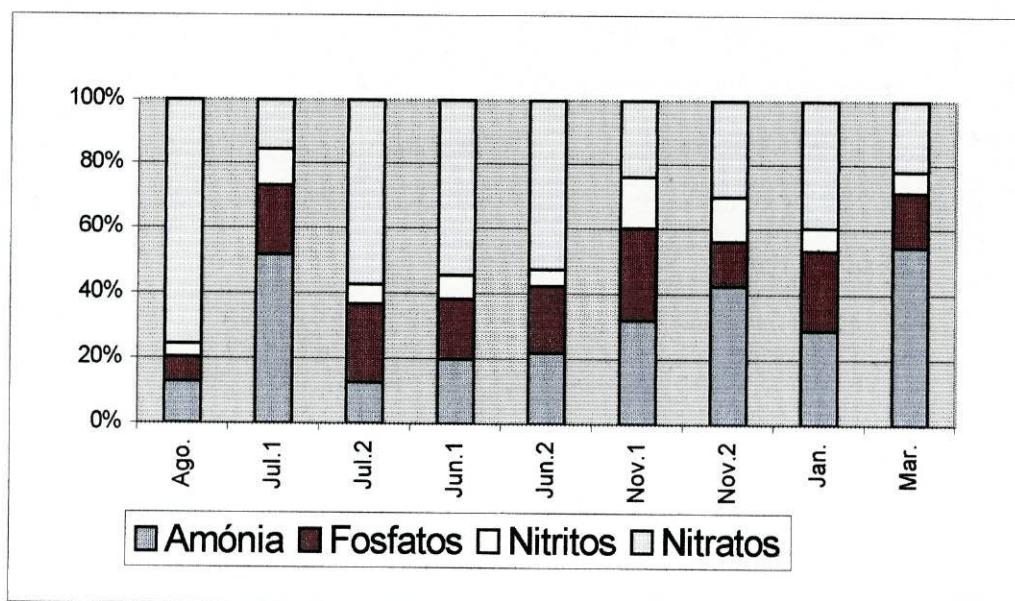


Figura 3.8.: Percentagem de nutrientes encontrada no efluente total não tratado (Amostra A₂).

Pela análise da figura 3.8. verificamos que os nutrientes que existem em maior percentagem no efluente total não tratado são a amónia e os nitratos. Os nitritos representam a menor percentagem, sendo em todas as colheitas, cerca de 5% do total, à excepção de Novembro₁ e Novembro₂ onde atingiram uma percentagem compreendida entre 10 – 15%.

Pela análise das figuras seguintes (3.9 – 3.12) que traduzem a relação entre a biomassa e a concentração dos diferentes parâmetros (amónia, nitritos, nitratos e fosfatos), podemos constatar que, na generalidade, as concentrações mais elevadas se verificaram nas colheitas efectuadas no Verão, nomeadamente, Julho₁, Julho₂, Junho₁ e Junho₂, correspondendo estas aos menores valores de biomassa. Apenas para os nitratos esta analogia não é tão notória, uma vez que na colheita de Agosto a sua concentração atinge o valor máximo. A análise estatística efectuada para estes dados encontra-se no Anexo II.

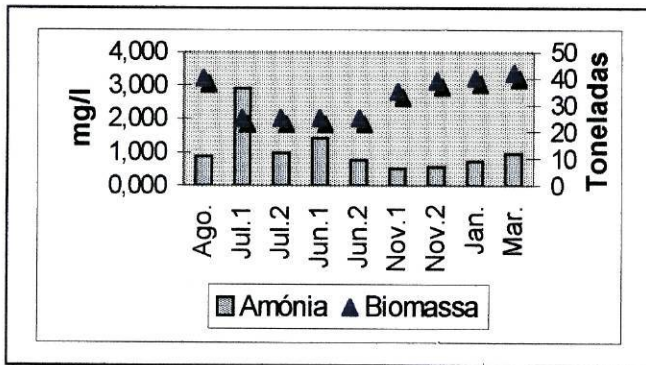


Figura 3.9: Relação entre a variação da amônia e a biomassa

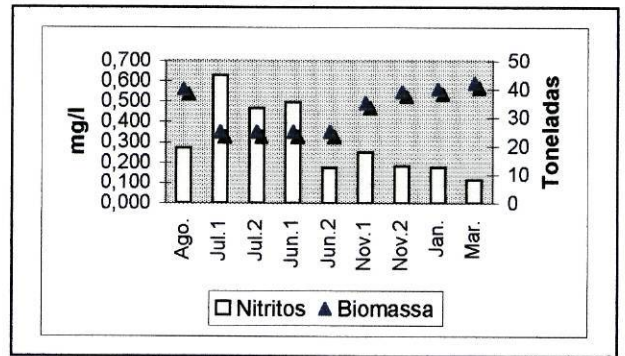


Figura 3.10: Relação entre a variação de nitritos e a biomassa

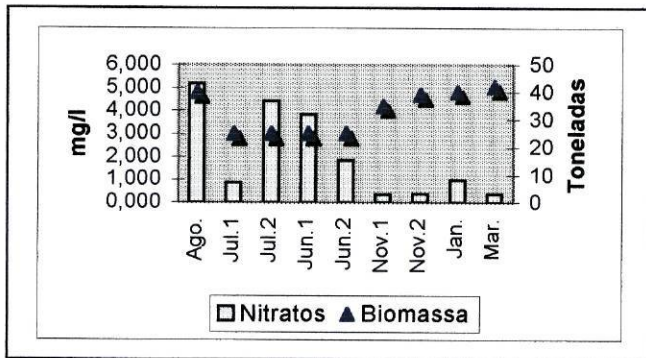


Figura 3.11: Relação entre a variação de nitratos e a biomassa

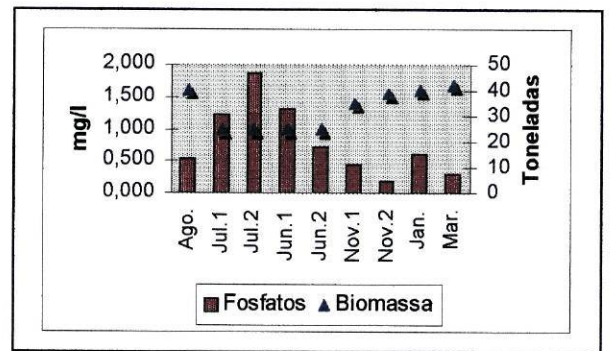


Figura 3.12: Relação entre a variação de fosfatos e a biomassa

As figuras 3.13 à 3.16 traduzem a relação entre a variação da temperatura e a concentração dos diferentes parâmetros: amônia, nitritos, nitratos e fosfatos, na amostra A₂.

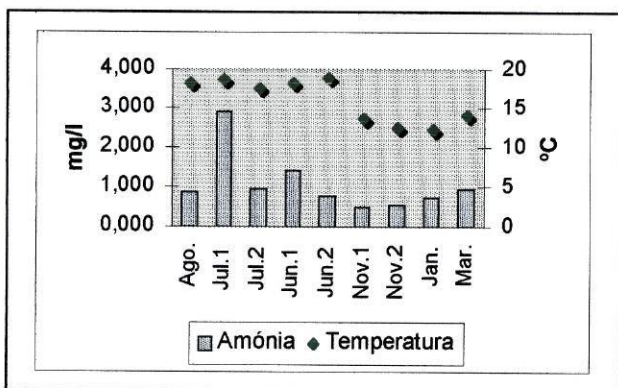


Figura 3.13: Relação entre a variação de amônia e a temperatura

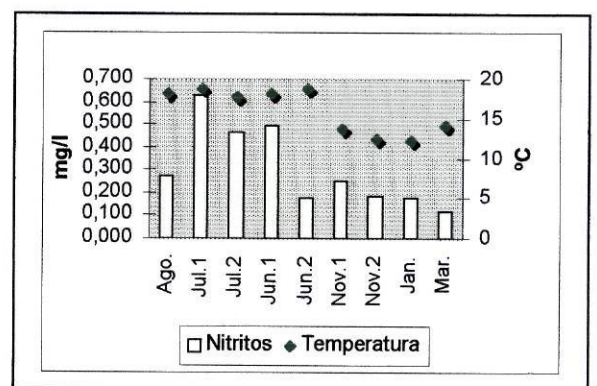


Figura 3.14: Relação entre a variação de nitritos e a temperatura

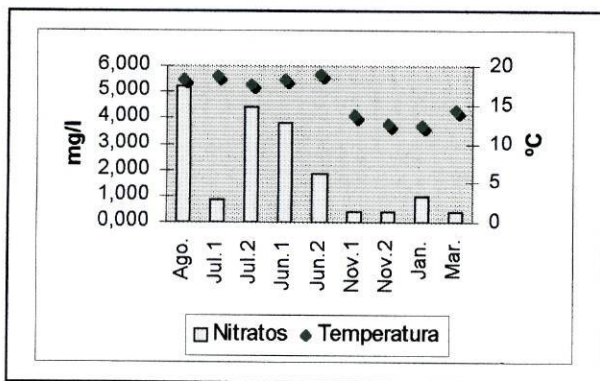


Figura 3.15: Relação entre a variação de nitratos e a temperatura

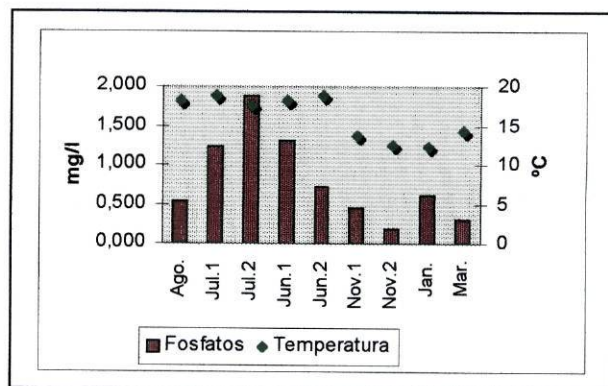


Figura 3.16: Relação entre a variação de fosfatos e a temperatura

Com base nas figuras verificamos que as concentrações mais elevadas de amónia, nitritos, nitratos e fosfatos no efluente total se registaram nas colheitas efectuadas no Verão, apesar de o valor de nitratos ser, anormalmente, baixo na colheita de Julho₁ (figura 3.15). Este resultado poderá estar relacionado com problemas surgidos na coluna de cádmio utilizada no método de doseamento de nitratos.

Os valores de amónia mais elevados foram encontrados nas colheitas de Julho₁ e Junho₁ (figura 3.13), apresentando para as restantes colheitas valores bastante próximos, quer se trate de Verão ou Inverno.

A análise estatística efectuada para estes dados encontra-se no Anexo II.

Através das figuras seguintes (3.17 - 3.20) verificamos que para todos os parâmetros analisados se registou um aumento da sua concentração no efluente total não tratado quando diminuíram as horas de funcionamento da bomba grande. Como ao menor número de horas de funcionamento desta bomba correspondem as colheitas efectuadas no Verão, estas apresentam os valores mais elevados de amónia, nitritos, nitratos e fosfatos.

A análise estatística efectuada para estes dados encontra-se no Anexo II.

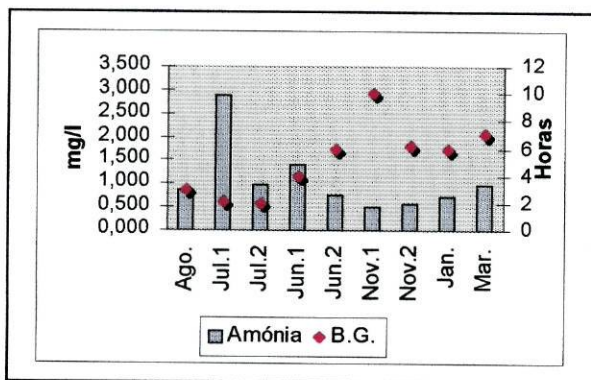


Figura 3.17: Relação entre a variação de amónia e o funcionamento da bomba grande (B.G.)

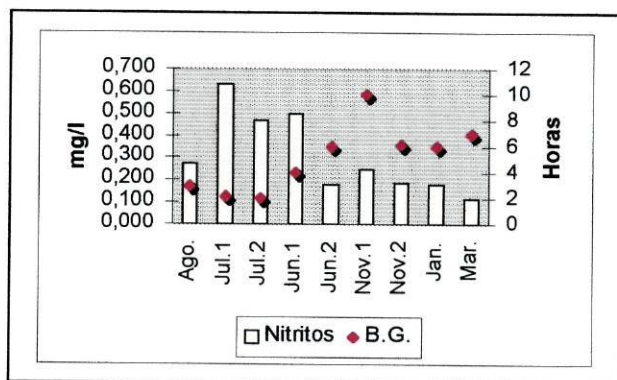


Figura 3.18: Relação entre a variação de nitritos e o funcionamento da bomba grande (B.G.)

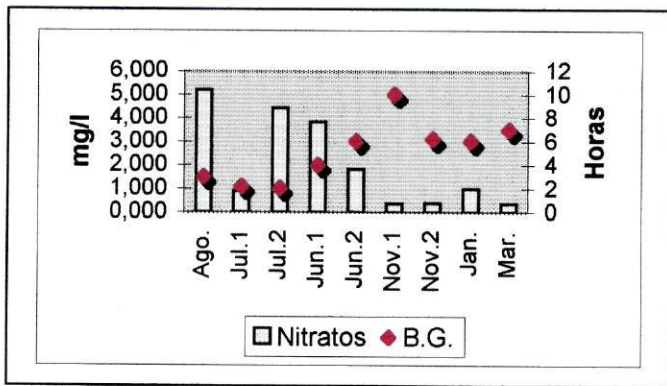


Figura 3.19: Relação entre a variação de nitratos e o funcionamento da bomba grande (B.G.)

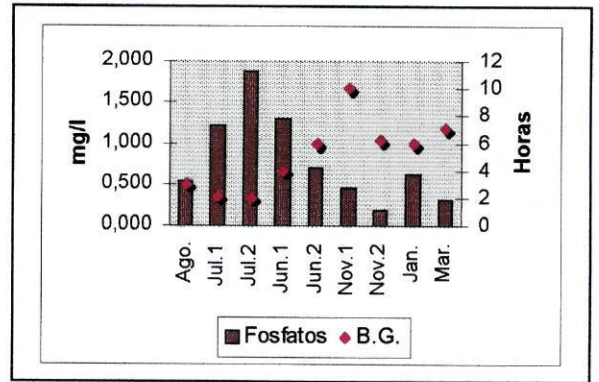


Figura 3.20: Relação entre a variação de fosfatos e o funcionamento da bomba grande (B.G.)

A percentagem de SST e SSV determinada no efluente total não tratado na piscicultura encontra-se representada na figura 3.21.

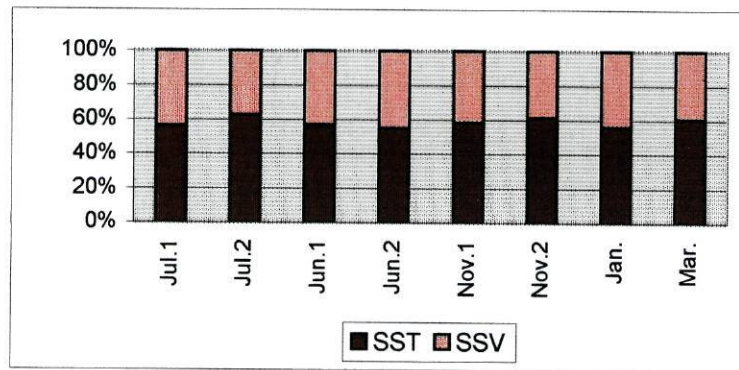


Figura 3.21: Percentagem de SST e SSV encontrada na água da amostra A₂.

Através da observação da figura 3.21 podemos verificar que no efluente total não tratado, os SST foram relativamente constantes apresentando, em todas as colheitas, uma percentagem média de 60% do total de sólidos. As percentagens dos SSV variaram normalmente de uma forma directamente proporcional à dos SST. Verifica-se, ainda, um aumento substancial dos SSV relativamente à amostra A₁.

Com base na análise da figura 3.22 que estabelece uma relação entre a biomassa e a concentração de SST e SSV na amostra A₂, verificamos que os valores de sólidos mais elevados foram registados nas colheitas de Janeiro e Março que corresponderam, também, aos valores mais elevados de biomassa. Para as outras colheitas efectuadas os valores de sólidos são muito próximos apesar de os valores de biomassa variarem de 25 toneladas nas colheitas de Julho₁, Julho₂, Junho₁ e Junho₂ até 35 e 39 toneladas em Novembro₁ e Novembro₂, respectivamente.

A análise de correlação efectuada não permitiu confirmar com segurança a relação entre os diferentes parâmetros considerados (Anexo II).

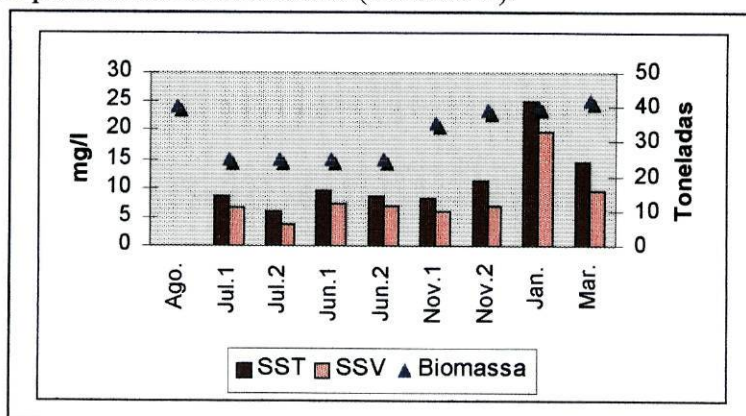


Figura 3.22: Relação entre a biomassa e a concentração de SST e SSV na amostra A₂.

Consideramos relevante referir que não foi, novamente, encontrada nenhuma relação entre as duas possíveis situações de alimentação dos animais (antes e após alimentação) e os vários factores considerados, tais como temperatura, biomassa e período de funcionamento da bomba grande.

Amostra 3 – Efluente após o filtro mecânico

Na tabela 3.5. estão representados os resultados obtidos na amostragem realizada à amostra A₃, que corresponde ao efluente total após passagem pelo filtro mecânico.

Tabela 3.5. Média das concentrações e respectivos desvios padrão (n=3) dos nutrientes (mg/l) determinada na amostra A₃ no período de amostragem considerado: sólidos suspensos totais (SST)¹, sólidos suspensos voláteis (SSV)¹, amónia (N – NH₄), fosfatos (P – PO₄), nitritos (N-NO₂) e nitratos (N-NO₃).

¹ – No mês de Agosto não existem resultados dos SST e dos SSV por perda da amostra.

		Amónia	Fosfatos	Nitritos	Nitratos	SST	SSV
V/A	Ag	1,812±0,019	0,791±0,005	0,532±0,002	5,349±0,002	-	-
	Jl ₁	0,753±0,329	1,180±0,001	0,685±0,005	3,584±0,007	6,800±1,414	5,475±0,672
	Jl ₂	1,051±0,020	1,689±0,001	0,420±0,002	3,565±0,011	6,400±1,980	3,800±0,566
V/P	Jn ₁	1,263±0,003	1,340±0,001	0,504±0,000	3,792±0,006	10,760±2,461	8,045±0,346
	Jn ₂	0,766±0,016	0,970±0,001	0,211±0,000	1,899±0,003	8,100±0,707	5,700±2,404
I/A	Nv ₁	0,487±0,010	0,282±0,005	0,423±0,000	0,210±0,000	10,250±3,500	6,600±3,250
	Nv ₂	0,906±0,010	0,401±0,003	0,362±0,002	0,409±0,003	9,860±1,330	5,150±0,100
I/P	Jn	0,474±0,001	0,511±0,001	0,193±0,000	0,987±0,001	8,700±0,570	6,500±0,210
	Mr	1,214±0,002	0,431±0,000	0,123±0,000	0,693±0,002	6,200±0,140	5,430±0,200

V/A: Situação de Verão e antes do alimento; V/P: Situação de Verão e após o alimento

I/A: Situação de Inverno e antes do alimento; I/P: Situação de Inverno e após o alimento

O valor máximo da concentração de nitratos registado foi 5,349 mg/l obtido em Agosto e o seu valor mínimo de 0,210 mg/l correspondente à colheita de Novembro₁.

Relativamente aos nitritos valor máximo obtido foi de 0,685 mg/l em Julho₁ e o valor mínimo de 0,123 mg/l em Março.

Quanto aos fosfatos, o valor mínimo detectado foi de 0,282 mg/l na colheita de Novembro₁ e o valor máximo foi de 1,689 mg/l em Julho₂.

No que diz respeito à amónia constatamos que a sua concentração no efluente após o filtro mecânico é bastante variável ao longo das várias colheitas efectuadas, sendo o seu valor mínimo de 0,474 mg/l em Janeiro e o seu valor máximo, 1,812 mg/l, registado em Agosto.

Podemos verificar que para os nitratos, nitritos, fosfatos e amónia os valores mais altos foram detectados no Verão e os mais baixos no Inverno.

Relativamente aos sólidos constatamos que a concentração de SST é superior à dos SSV em todas as colheitas efectuadas. O valor máximo foi registado em Junho₁, sendo de 10,760 e 8,045 mg/l, respectivamente para SST e SSV. O valor mínimo foi encontrado em Março, com os valores de 6,200 e 5,430 mg/l, respectivamente para SST e SSV. Os valores máximos de SST e SSV foram registados numa situação de Verão e após o alimento, enquanto que os valores mínimos correspondem a uma situação de Inverno, e também, após alimentação.

A análise da figura 3.23. permite-nos conhecer a variação dos diferentes nutrientes detectados na amostra do efluente após filtro mecânico como percentagem do total de nutrientes da amostra.

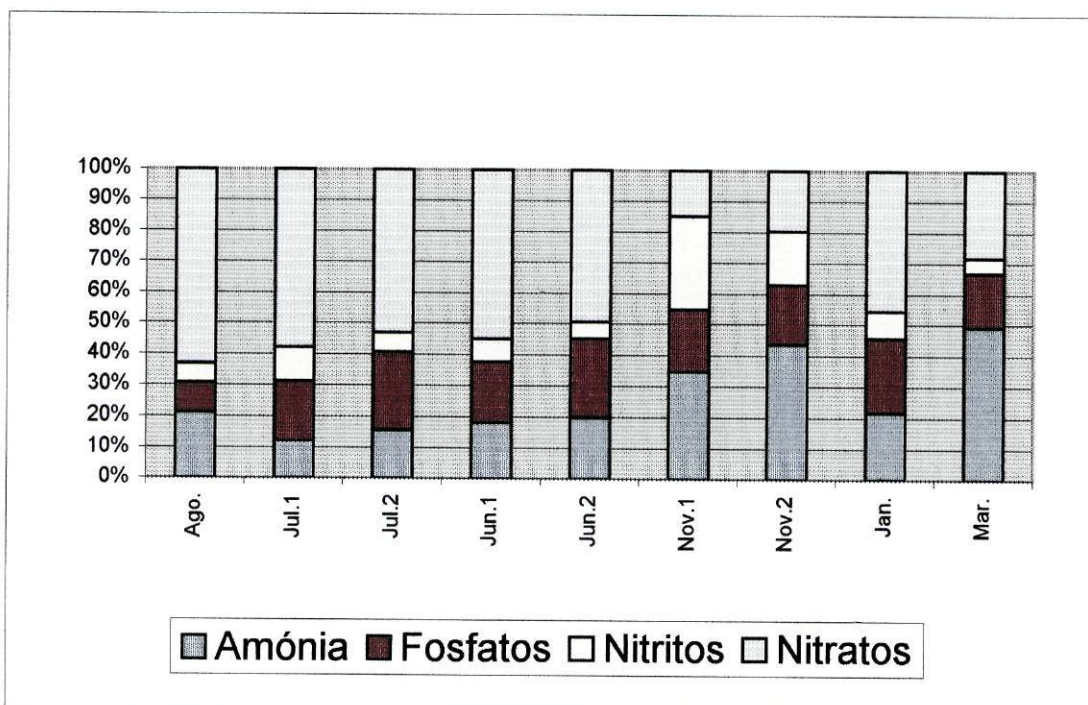


Figura 3.23: Percentagem de nutrientes encontrada na água da amostra A₃.

Pela observação da figura verificamos que os nutrientes que existem em maior percentagem no efluente após o filtro mecânico são a amónia e os nitratos. Os nitritos representam a menor percentagem, sendo em todas as colheitas de cerca de 10%, à excepção de Novembro₁ e Novembro₂ onde atingiram uma percentagem compreendida entre 30 e 20%, respectivamente.

A percentagem de SST e SSV encontrada no efluente após o filtro mecânico encontra-se traduzida na figura 3.24.

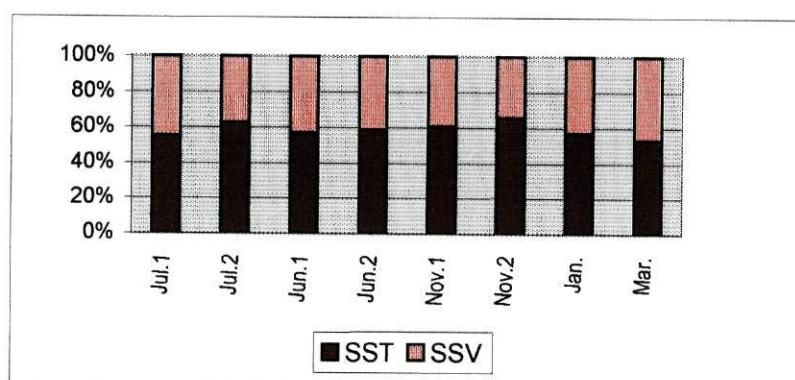


Figura 3.24: Percentagem de SST e SSV encontrada na água da amostra A₃.

Através da observação da figura 3.24. podemos verificar que no efluente após filtro mecânico, os SST apresentaram, em todas as colheitas, uma percentagem média superior a

60% do total de sólidos. As percentagens dos SSV representaram 40% do total de sólidos calculados.

Amostra 4 – Efluente após o filtro biológico

Na tabela 3.6. estão representados os resultados obtidos na amostragem realizada à amostra A₄, que corresponde ao efluente após passagem pelo filtro biológico.

Tabela 3.6.: Média das concentrações e respectivos desvios padrão (n=3) dos nutrientes (mg/l) determinada na amostra A₄ no período de amostragem considerado: sólidos suspensos totais (SST)¹, sólidos suspensos voláteis (SSV)¹, amónia (N – NH₄), fosfatos (P – PO₄), nitritos (N-NO₂) e nitratos (N-NO₃).

¹ – No mês de Agosto não existem resultados dos SST e dos SSV por perda da amostra.

		Amónia	Fosfatos	Nitritos	Nitratos	SST	SSV
V/A	Ag	1,346±0,015	0,811±0,009	0,662±0,009	5,147±0,000	-	-
	Jl ₁	0,633±0,010	1,210±0,005	0,919±0,006	1,009±0,009	4,850±0,325	3,690±0,000
	Jl ₂	0,709±0,001	1,729±0,002	0,556±0,001	3,868±0,003	4,200±0,467	2,600±0,283
V/P	Jn ₁	1,096±0,002	1,340±0,002	0,572±0,003	3,707±0,007	7,450±1,202	5,085±0,403
	Jn ₂	0,696±0,002	0,731±0,001	0,225±0,002	1,659±0,003	5,930±0,283	4,070±0,283
I/A	Nv ₁	0,514±0,006	0,551±0,000	0,392±0,002	0,537±0,009	5,600±1,600	3,150±0,640
	Nv ₂	0,826±0,006	0,161±0,000	0,703±0,009	0,498±0,002	5,600±0,180	2,940±0,370
I/P	Jn	0,642±0,002	0,531±0,005	0,471±0,003	0,399±0,003	3,400±0,450	2,400±0,140
	Mr	1,218±0,011	0,541±0,002	0,183±0,001	0,351±0,005	3,800±0,420	3,530±0,280

V/A: Situação de Verão e antes do alimento; V/P: Situação de Verão e após o alimento

I/A: Situação de Inverno e antes do alimento; I/P: Situação de Inverno e após o alimento

Pela análise da tabela 3.6. podemos constatar que a concentração de nitratos atingiu o valor máximo de 5,147 mg/l em Agosto, e o seu valor mínimo de 0,351 mg/l em Março.

Relativamente aos nitritos verificamos que apresentam um valor máximo de 0,919 mg/l em Julho₁ e um valor mínimo de 0,183 mg/l em Março.

Quanto aos fosfatos, o valor mínimo detectado foi de 0,161mg/l na colheita de Novembro₂ e o valor máximo foi de 1,729 mg/l em Julho₂.

No que diz respeito à amónia constatamos existir uma grande variação da sua concentração no efluente após o filtro biológico, ao longo das várias colheitas efectuadas, sendo o seu valor mínimo de 0,514 mg/l em Novembro₁ e o seu valor máximo 1,346 mg/l registado em Agosto.

Podemos verificar, então, que após a passagem do efluente pelo filtro biológico para a generalidade dos parâmetros estudados foram detectados valores mais altos no Verão e mais baixos no Inverno.

No que concerne aos sólidos constatamos que, no efluente após o filtro biológico, a concentração de SST mais uma vez é superior à dos SSV em todas as colheitas efectuadas. O valor máximo foi registado em Junho₁, sendo de 7,450 e 5,085 mg/l, respectivamente para SST e SSV. O valor mínimo foi encontrado em Janeiro, com os valores de 3,400 e 2,400 mg/l, respectivamente para SST e SSV. O valor máximo registou-se numa situação de Verão e após o alimento, enquanto que o valor mínimo foi determinado numa situação de Inverno e, também, após a alimentação.

A figura 3.25. traduz a variação das percentagens no total dos diferentes nutrientes existentes na amostra do efluente após filtração biológica.

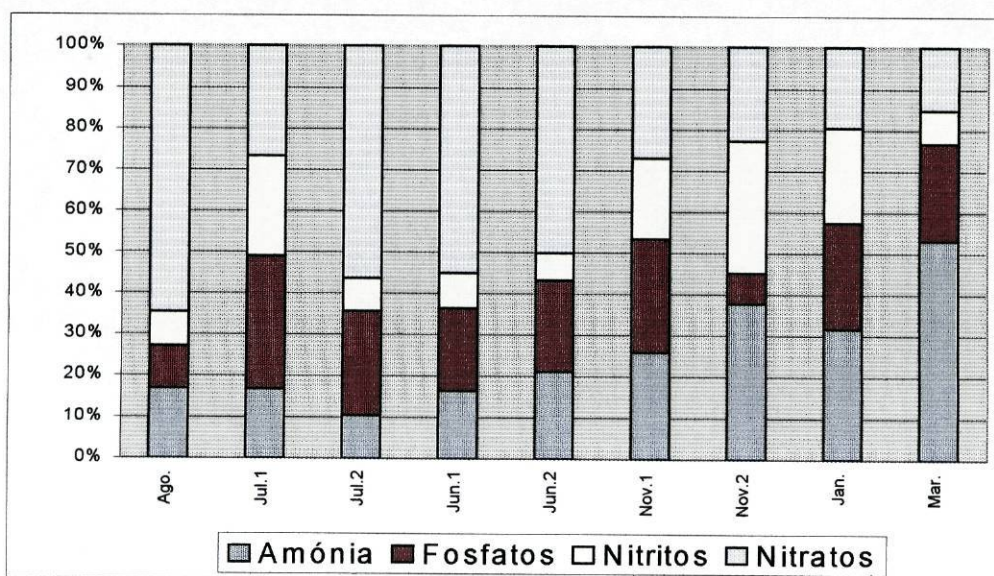


Figura 3.25: Percentagem de nutrientes encontrados na água da amostra A₄.

Pela análise da figura 3.25. verificamos que nas colheitas de Agosto, Julho₂, Junho₁ e Junho₂, existe uma percentagem de nitratos superior, que foi de 50%. Nas colheitas mencionadas, para a amónia, registaram-se percentagens inferiores a 20%.

Os nitritos apresentam percentagens inferiores a 10% nas colheitas de Agosto, Julho₂, Junho₂, Junho₁ e Março, sendo nas restantes a sua percentagem igual ou superior a 20% do total de nutrientes.

Os fosfatos representam uma percentagem superior a 20% em todas as colheitas à excepção de Agosto e Novembro₂.

A percentagem de SST e SSV determinada no efluente após o filtro biológico encontra-se traduzida na figura seguinte.

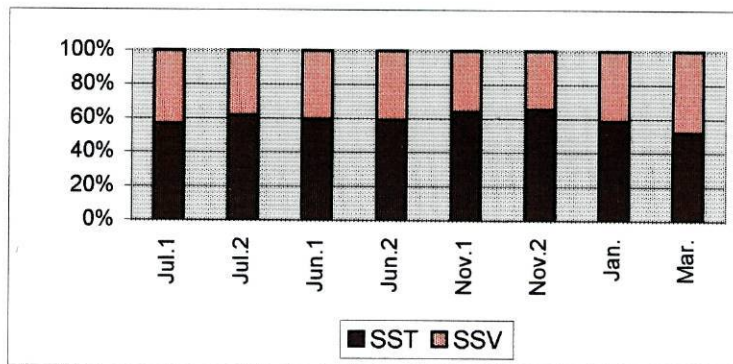


Figura 3.26: Percentagem de SST e SSV encontrada na água da amostra A₄.

Através da observação da figura 3.26. podemos verificar que no efluente após o filtro biológico, os SST apresentam, em todas as colheitas, uma percentagem média de 60% do total de sólidos. Como nas amostras anteriores, as percentagens dos SSV variam de uma forma directamente proporcional à dos SST.

Amostra 5 – Efluente após o ozonizador

Na tabela 3.7. estão representados os resultados obtidos na amostragem realizada à amostra A₅, que corresponde ao efluente total passagem pelo ozonizador.

Para as colheitas efectuadas em Junho₁, Janeiro e Março não se procedeu à análise da amostra A₅ porque o ozonizador não estava em funcionamento.

Pela análise da tabela 3.7. podemos constatar que na água da amostra A₅, correspondente ao efluente após ozonização, a concentração de nitratos atingiu o valor máximo de 5,894 mg/l em Agosto, sendo que o valor mínimo de 0,425 mg/l foi obtido na colheita de Novembro₁.

Tabela 3.7.: Média das concentrações e respectivos desvios padrão (n=3) dos nutrientes (mg/l) determinada na amostra A₅ no período de amostragem considerado: sólidos suspensos totais (SST)¹, sólidos suspensos voláteis (SSV)¹, amónia (N – NH₄), fosfatos (P – PO₄), nitritos (N-NO₂) e nitratos (N-NO₃).

¹ – No mês de Agosto não existem resultados dos SST e dos SSV por perda da amostra.

		Amónia	Fosfatos	Nitritos	Nitratos	SST	SSV
V/A	Ag	1,335±0,020	0,851±0,011	0,385±0,001	5,894±0,001	-	-
	Jl₁	0,561±0,011	1,240±0,000	0,022±0,000	0,875±0,001	5,228±0,216	3,308±0,110
	Jl₂	0,934±0,005	1,569±0,004	0,446±0,000	3,282±0,006	5,670±1,414	3,150±0,495
V/P	Jn₂	1,489±0,039	1,100±0,001	0,212±0,002	2,121±0,006	5,555±0,431	4,258±0,166
I/A	Nv₁	0,331±0,001	0,321±0,001	0,237±0,000	0,425±0,064	6,030±1,350	4,200±0,280
	Nv₂	0,858±0,008	0,202±0,001	0,587±0,005	0,534±0,001	6,120±0,014	4,070±1,400

V/A: Situação de Verão e antes do alimento; V/P: Situação de Verão e após o alimento

I/A: Situação de Inverno e antes do alimento

Relativamente aos nitritos verificamos que os valores calculados, apresentam um valor máximo de 0,587 mg/l em Novembro₂ e um valor mínimo de 0,022 mg/l em Julho₁.

Quanto aos fosfatos, o valor mínimo detectado foi de 0,202 mg/l na colheita de Novembro₂ e o valor máximo foi de 1,569 mg/l em Julho₂.

No que diz respeito à amónia constatamos que a sua concentração no efluente após o ozonizador é bastante variável ao longo das várias colheitas efectuadas, sendo o seu valor mínimo de 0,331 mg/l em Novembro₁ e o seu valor máximo 1,489 mg/l registado em Junho₂.

No que respeita aos sólidos constatamos que, no efluente após o ozonizador, a concentração de SST é superior à dos SSV em todas as colheitas efectuadas. O valor máximo foi registado em Novembro₂, sendo de 6,120 e 4,070 mg/l, respectivamente para SST e SSV. O valor mínimo foi encontrado em Julho₁, com os valores de 5,228 e 3,308 mg/l, respectivamente para SST e SSV.

A análise da figura 3.27. permite-nos estabelecer uma comparação entre as percentagens dos diferentes nutrientes detectadas na amostra do efluente após o ozonizador.

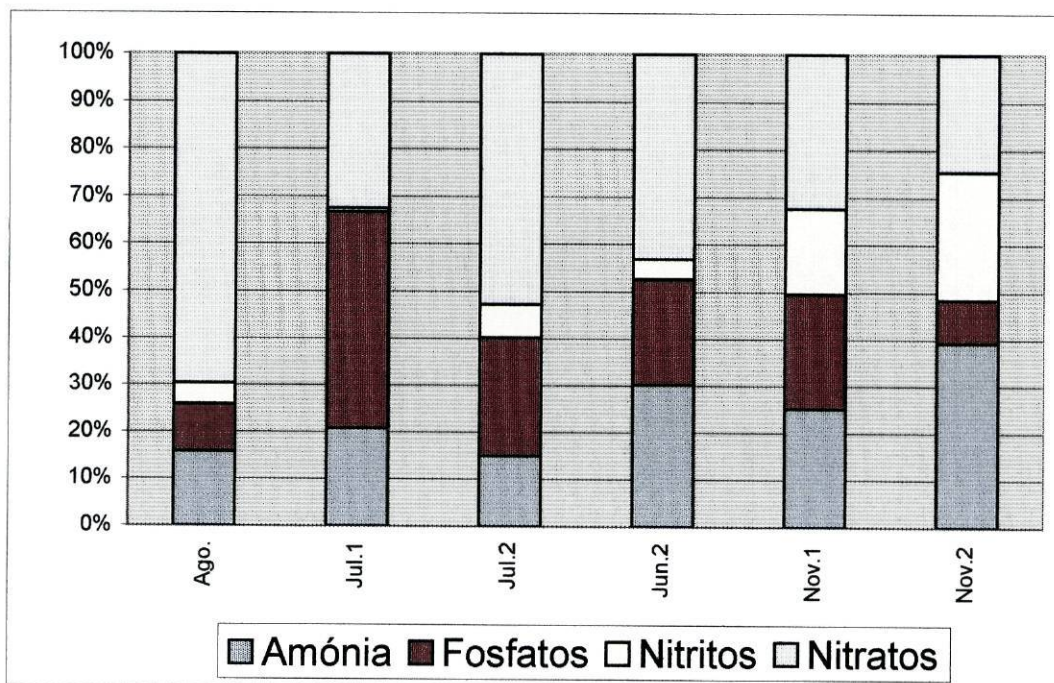


Figura 3.27: Percentagem de nutrientes encontrados na água da amostra A₅.

Pela análise da figura 3.27. podemos verificar que a percentagem dos diferentes parâmetros relativamente ao total de nutrientes é bastante variável. Os nitritos existem em menor percentagem no efluente após ozonização, à excepção da colheita de Novembro₂.

A percentagem de SST e SSV determinada nesta amostra encontra-se traduzida na figura 3.28.

Através da observação da figura podemos verificar que no efluente após o ozonizador, os SST apresentam novamente, em todas as colheitas, uma percentagem média de 60% SST do total de sólidos. As percentagens dos SSV variam de uma forma semelhante à dos SST.

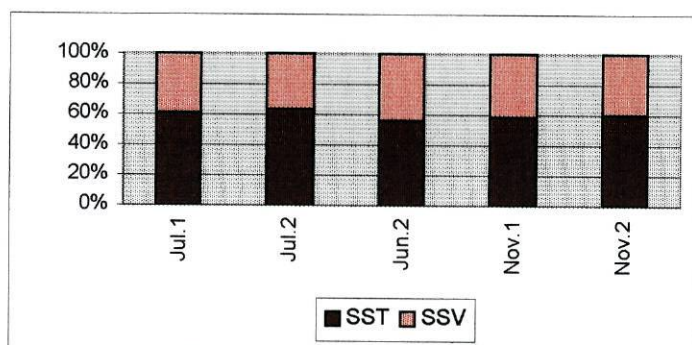


Figura 3.28: Percentagem de SST e SSV encontrada na água da amostra A₅.

3.1.3 – Relação entre o alimento fornecido, a biomassa cultivada e a carga nutricional do efluente

Na tabela seguinte encontram-se os valores respeitantes à biomassa existente na piscicultura durante o período de amostragem e à quantidade de alimento fornecido, nomeadamente no que respeita ao fornecimento de azoto e fósforo através da ração. Também se apresenta uma estimativa da excreção diária de azoto e da produção de SST.

Tabela 3.8: Variação da biomassa (Kg), alimento fornecido (Kg/dia), azoto fornecido (KgN/dia), produção de fósforo (KgN/dia), produção diária de NH₄-N (KgN/dia), produção pela biomassa (mg N-NH₄/Kg/dia) e produção diária de SST (Kg/dia) na piscicultura durante o período de amostragem.

Colheita		Biomassa (Kg)	Alimento fornecido (Kg/dia)	Azoto fornecido (KgN/dia)	Fósforo fornecido (KgP/dia)	* Produção diária de amónia (Kg NH ₄ -N/dia)	Produção de amónia por unidade de biomassa (mg N-NH ₄ /Kg/dia)	Produção diária de SST (Kg/dia)
V/A	Ag	40000	600	48,00	12,00	-	-	-
	Jl ₁	25000	375	30,00	7,50	-	-	56,54
	Jl ₂	25000	375	30,00	7,50	4,42	176,64	3,97
V/P	Jn ₁	25000	375	30,00	7,50	5,30	212,20	38,88
	Jn ₂	25000	375	30,00	7,50	-	-	50,98
I/A	Nv ₁	35000	525	42,00	10,50	7,44	212,57	91,2
	Nv ₂	39000	585	46,80	11,70	6,66	170,76	147,23
I/P	Jn	40000	600	48,00	12,00	10,32	257,90	95,90
	Mr	42000	630	50,40	12,60	-	-	233,70

* Produção diária de amónia: (concentração no efluente – concentração na água do mar) x fluxo

V/A: Situação de Verão e antes do alimento; V/P: Situação de Verão e após o alimento

I/A: Situação de Inverno e antes do alimento; I/P: Situação de Inverno e após o alimento

Os cálculos apresentados partiram dos seguintes pressupostos: o débito de água que atravessa os tanques é constante, sem variações sazonais; o alimento utilizado tem sempre a mesma composição (60% de proteínas e 2% de fósforo) e é fornecido sempre na mesma percentagem (1,5% da biomassa).

Os valores de produção de N-NH₄ foram, ainda, calculados considerando que a percentagem de recirculação foi cerca de 20% para as colheitas de Novembro₁,

Novembro₂ e Janeiro, de 83% para a colheita de Junho₁ e esteve entre 75 – 80%, em Julho₂.

Para as colheitas de Agosto 2000, Junho₂, Julho₁ e Março não foi possível calcular a produção de azoto pelo facto de não se saber exactamente a percentagem de recirculação de água, sendo os valores encontrados em A_4/A_5 superiores aos de A_2 .

A produção de P-PO₄ não foi apresentada por se terem obtido valores muito díspares e pouco consistentes.

Como a quantidade de alimento fornecido variou em função da biomassa, nos meses em que esta era superior registaram-se, também, valores superiores de alimento fornecido e conseqüentemente de azoto e de fósforo.

O valor máximo de produção diária de amónia registou-se em Janeiro (10,32 Kg N-NH₄/dia) numa situação de pós alimentação e carga máxima de Pregado, o mínimo em Julho₂ (4,42 KgN-NH₄/dia), numa situação de alimentação e carga mínima de Pregado.

Para as situações de pós alimentação de Janeiro e Junho₁ foi possível calcular o valor percentual da excreção de azoto na forma de amónia relativamente ao azoto fornecido na ração, tendo-se chegado a valores da ordem dos 22 – 18%, respectivamente.

A produção por unidade de biomassa foi máxima em Janeiro com 257, 90 mgN-NH₄/Kg/dia e mínima em Novembro₂ com 170, 76 mgN-NH₄/Kg/dia.

O valor máximo de produção de SST registou-se em Março, com 233,70 Kg/dia e o valor mínimo registou-se em Julho₂, com 2,97 Kg/dia.

3.1.4 – Eficiência dos sistemas de tratamento na remoção da carga nutricional do efluente

Neste ponto serão apresentados os resultados das eficiências obtidas pelos três sistemas de tratamento utilizados na piscicultura onde foram colhidas as diferentes amostras, relativamente à remoção de amónia, nitritos, nitratos, fosfatos, SST e SSV.

A figura 3.29 apresenta a eficiência dos três tipos de tratamento na remoção de amónia.

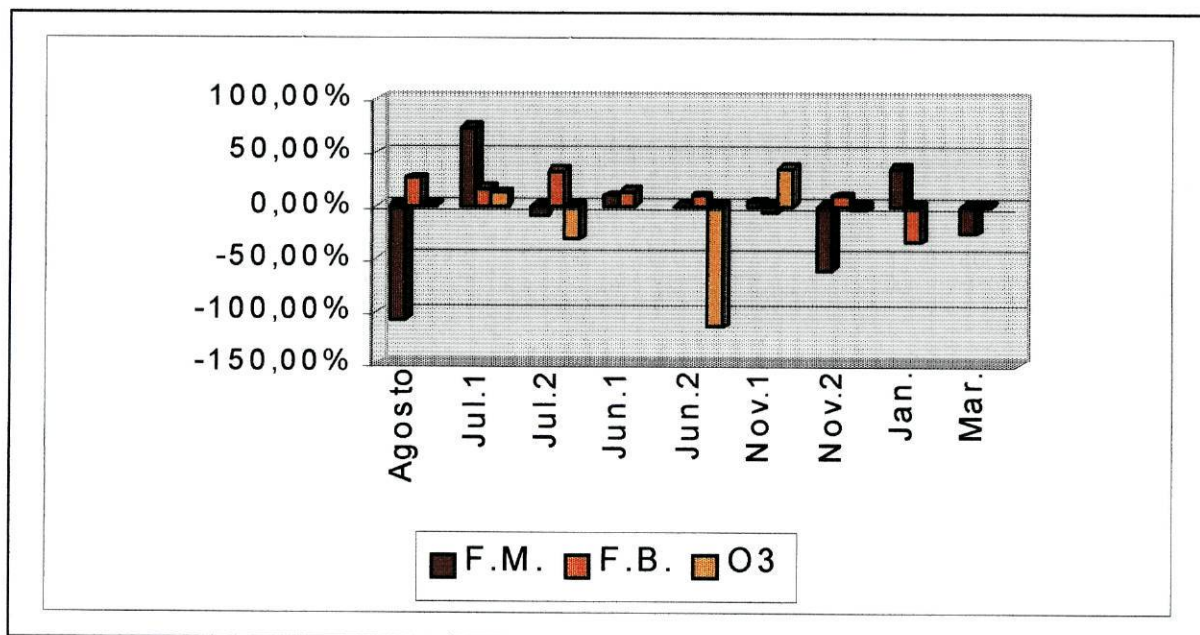


Figura 3.29: Comparação da eficiência dos três sistemas de tratamento: Filtro mecânico (F.M.), Filtro biológico (F.B.) e Ozonizador (O3), na remoção de amónia.

Através da análise da figura 3.29 verificamos que o valor máximo de eficiência de remoção de amónia pelo filtro mecânico foi registado em Julho₁, sendo o valor mínimo registado em Agosto. Na generalidade, verificou-se que o filtro mecânico possui eficiências baixas na remoção de amónia, registando-se na maioria das vezes eficiências negativas.

Relativamente ao filtro biológico, verificamos que em Julho₂ se registou a eficiência máxima na remoção de amónia, sendo o valor mínimo e negativo encontrado em Janeiro.

No que concerne ao ozonizador, a eficiência máxima na remoção de amónia, foi registada em Novembro₁, sendo o valor mínimo encontrado em Junho₂. Este correspondeu ao valor mais baixo de eficiência negativa entre todos os tratamentos analisados.

A figura 3.30. evidencia a eficiência dos três tipos de tratamento na remoção de nitritos.

Com base na figura verificamos que a eficiência máxima do filtro mecânico na remoção de nitritos se registou em Julho₂, tendo sido o valor mínimo registado em Novembro₂.

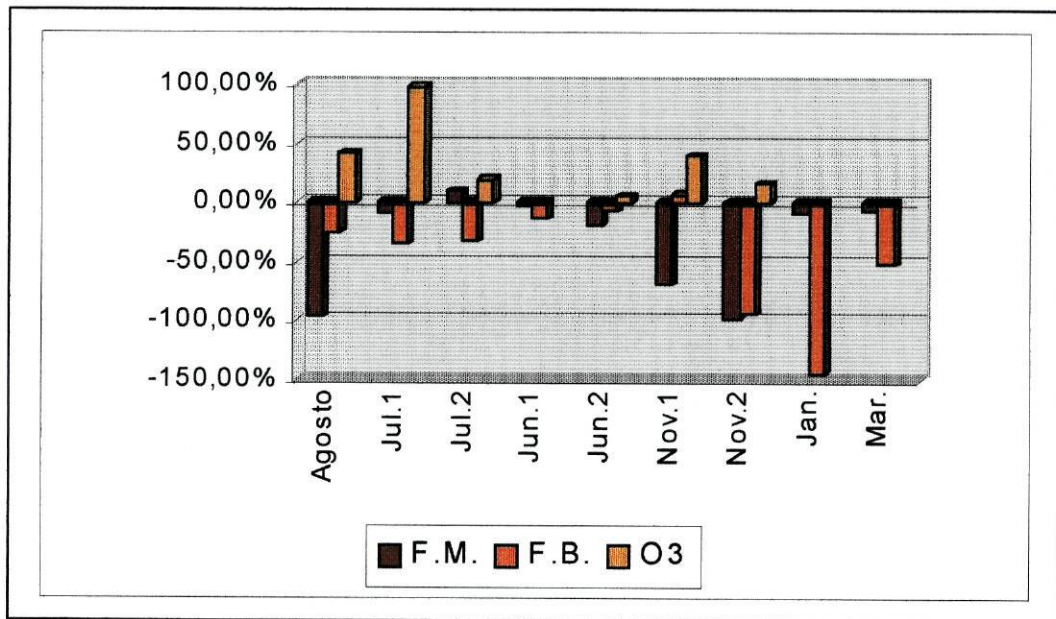


Figura 3.30: Comparação da eficiência dos três sistemas de tratamento: Filtro mecânico (F.M.), Filtro biológico (F.B.) e Ozonizador (O3), na remoção de nitritos.

Em relação ao filtro biológico, verificamos que em Novembro₁ se registou a eficiência máxima da remoção de nitritos, sendo o valor mínimo encontrado em Janeiro.

A eficiência máxima do ozonizador, para as amostras colhidas, na remoção de nitritos, foi registada em Julho₁, sendo o valor mínimo em Junho₂. De salientar que o ozonizador apresentou sempre eficiências de remoção positivas para este parâmetro.

A eficiência dos três tipos de tratamento na remoção de nitratos está representada na figura 3.31.

Na remoção de nitratos a eficiência do filtro mecânico atingiu o seu valor máximo em Novembro₁, e o seu valor mínimo (negativo e o mais baixo de todos os valores observados) em Julho₁.

No que concerne ao filtro biológico, verificamos que em Julho₁ se registou a eficiência máxima da remoção de nitratos, sendo o valor mínimo encontrado em Novembro₁.

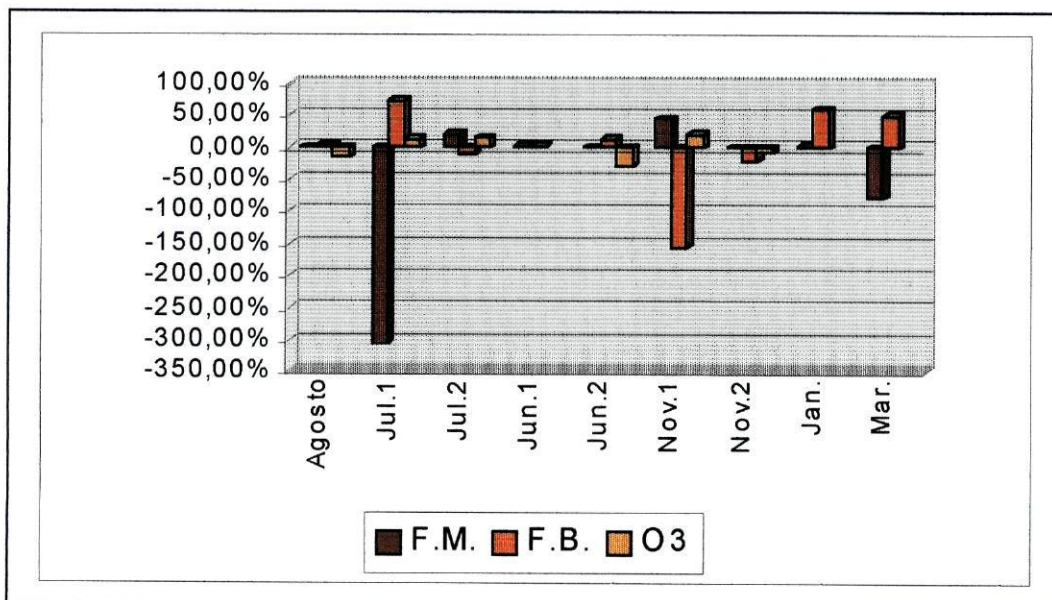


Figura 3.31: Comparação da eficiência dos três sistemas de tratamento: Filtro mecânico (F.M.), Filtro biológico (F.B.) e Ozonizador (O3), na remoção de nitratos.

A eficiência máxima do ozonizador na remoção de nitratos, foi registrada em Novembro₁, sendo o valor mínimo (e negativo) em Junho₂.

A figura 3.32. evidencia a eficiência dos três tipos de tratamento na remoção de fosfatos.

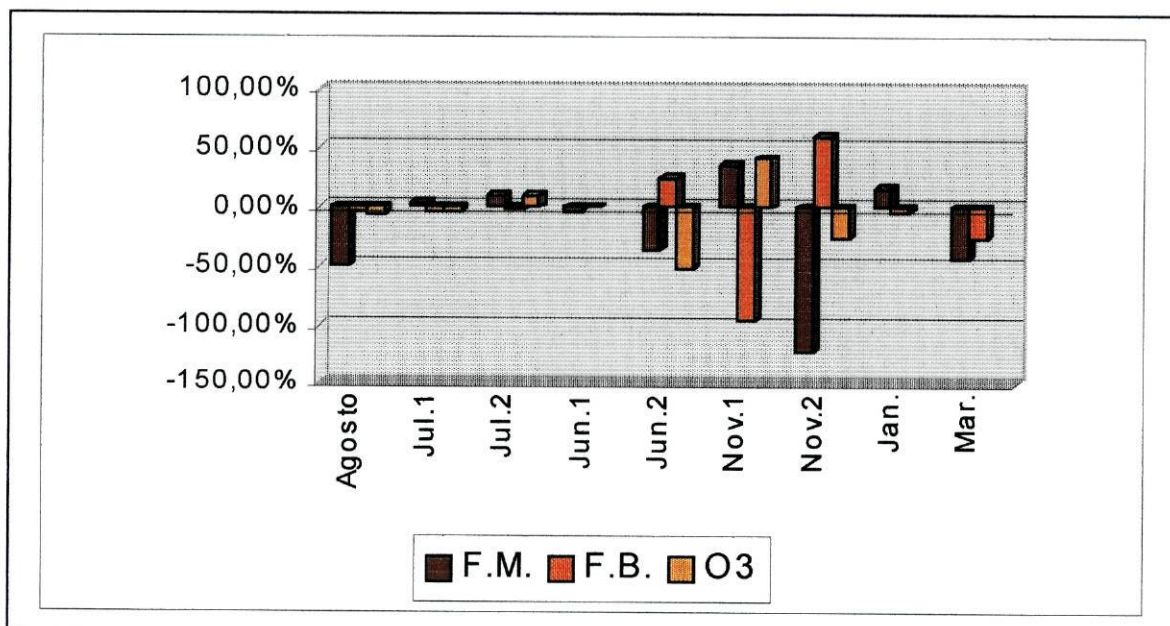


Figura 3.32: Comparação da eficiência dos três sistemas de tratamento: Filtro mecânico (F.M.), Filtro biológico (F.B.) e Ozonizador (O3), na remoção de fosfatos.

Na remoção de fosfatos a eficiência do filtro mecânico atingiu o seu valor máximo em Novembro₁, e o seu valor mínimo em Novembro₂.

No que concerne ao filtro biológico, verificamos que em Novembro₂ se registou a eficiência máxima da remoção de fosfatos, sendo o valor mínimo encontrado em Novembro₁.

Relativamente ao ozonizador, nas colheitas de Junho₁, Janeiro e não foi colhida amostra respeitante a este tipo de sistema.

A eficiência máxima do ozonizador na remoção de fosfatos, foi registada em Novembro₁, sendo o valor mínimo em Junho₂.

Com base na figura 3.33., que representa a eficiência dos três tipos de tratamento na remoção de SST, verificamos que a eficiência máxima do filtro mecânico na remoção de SST se registou em Janeiro, tendo sido o valor mínimo registado em Novembro₁.

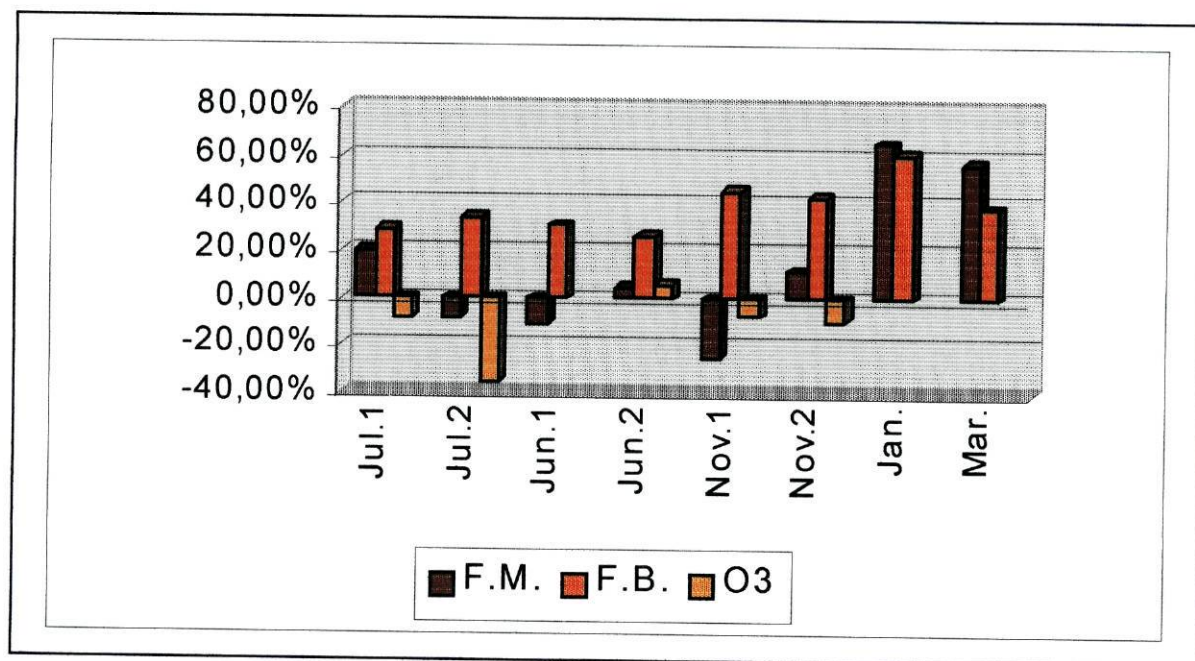
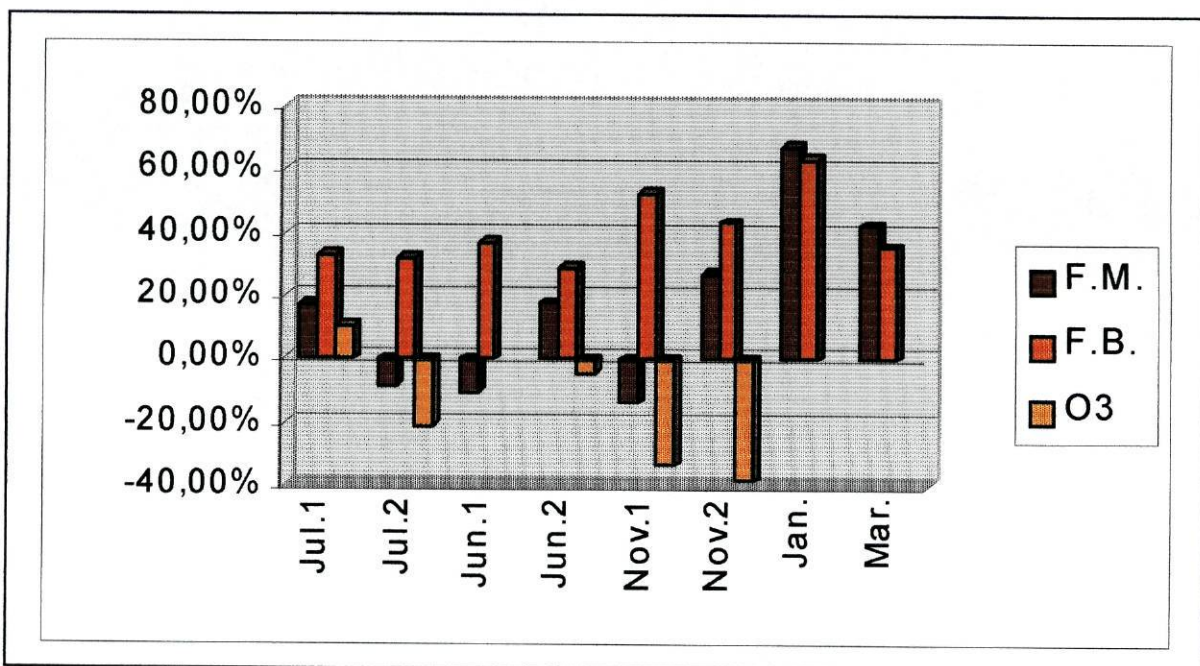


Figura 3.33: Comparação da eficiência dos três sistemas de tratamento: Filtro mecânico (F.M.), Filtro biológico (F.B.) e Ozonizador (O3), na remoção de SST.

Relativamente ao filtro biológico, verificamos que em Janeiro se registou a eficiência máxima da remoção de SST, sendo o valor mínimo encontrado em Junho₂. De referir que o filtro biológico apresentou sempre eficiências positivas na remoção de SST.

No que concerne ao ozonizador a eficiência máxima na remoção de SST, foi registrada em Junho₂, sendo o valor mínimo encontrado em Julho₂.

A figura 3.34. mostra a eficiência dos três tipos de tratamento na remoção de SSV.



3.34: Comparação da eficiência dos três sistemas de tratamento: Filtro mecânico (F.M.), Filtro biológico (F.B.) e Ozonizador (O3), na remoção de SSV.

Analisando a figura 3.34. verificamos que a eficiência máxima do filtro mecânico na remoção de SSV se registou em Janeiro, tendo sido o valor mínimo registrado em Novembro₁.

Relativamente ao filtro biológico, verificamos que em Janeiro se registou a eficiência máxima da remoção de SST, sendo o valor mínimo encontrado em Junho₂. Novamente se notam eficiências de remoção positivas para este parâmetro ao longo de todas as colheitas, pelo referido filtro.

A eficiência máxima do ozonizador na remoção de SSV, foi registrada em Julho₁, sendo o valor mínimo em Novembro₂.

3.1.5 – Análise do processo de nitrificação observado no filtro biológico em cada amostragem

As figuras seguintes (3.35 – 3.37) traduzem a variação da concentração de amónia, nitritos e nitratos da amostra A₃ para a amostra A₄, permitindo analisar o desenvolvimento do processo de nitrificação ocorrido no filtro biológico.

A análise da figura 3.35 permite-nos verificar que ocorreu um decréscimo de amónia, da amostra A₃ para a amostra A₄, em todas as colheitas à excepção de Novembro₁, Janeiro e Março, verificando-se nestas um aumento de 0,027 mg/l; 0,168 mg/l e 0,004 mg/l, respectivamente. A colheita onde se verificou uma diminuição mais acentuada foi em Agosto, registando-se um decréscimo de 0,466 mg/l.

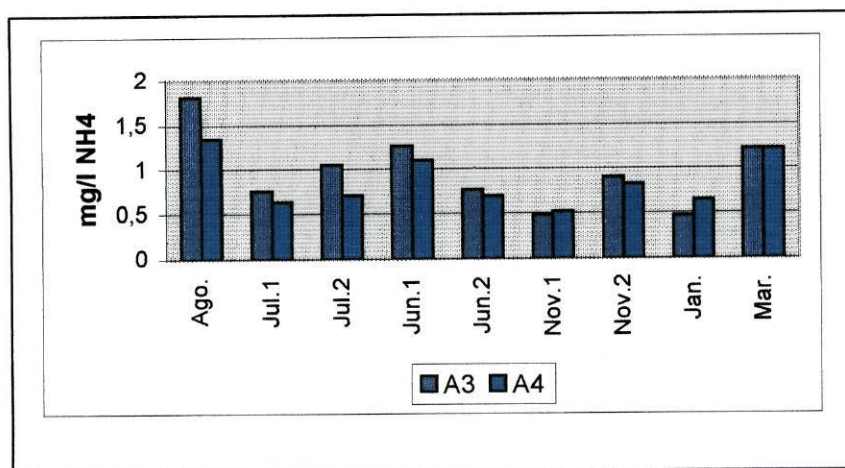


Figura 3.35: Variação da concentração de amónia da amostra A₃ para a amostra A₄

Através da figura 3.36 verificamos que da amostra A₃ para a amostra A₄ se verifica um aumento de nitritos em todas as colheitas à excepção de Novembro₁ que registou um decréscimo de 0,031 mg/l. O aumento mais significativo de nitritos da amostra A₃ para a amostra A₄ foi de 0,341 mg/l e ocorreu em Novembro₂.

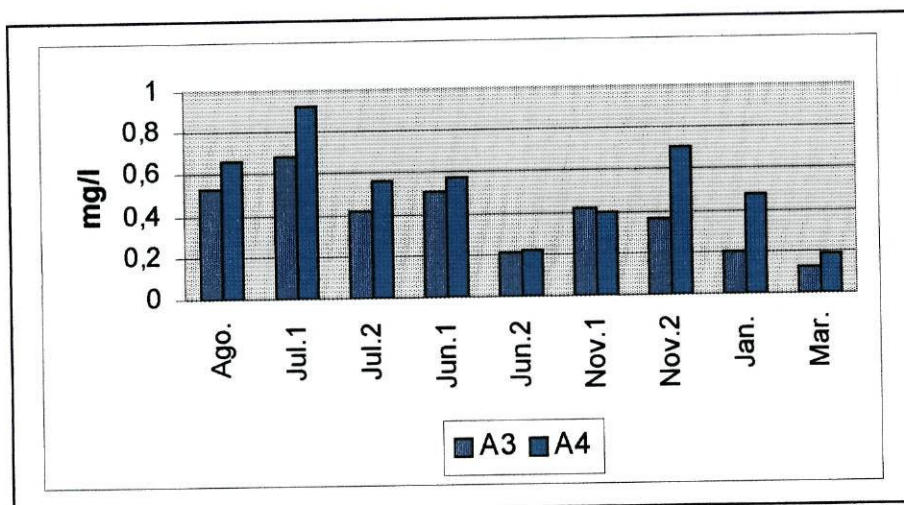


Figura 3.36: Variação da concentração de nitritos da amostra A₃ para a amostra A₄

Com base na figura 3.37 constatamos que a concentração de nitratos da amostra A₃ para a amostra A₄ aumentou nas colheitas de Julho₂, Novembro₁ e Novembro₂, sendo o aumento observado de 0,303 mg/l; 0,327 mg/l e 0,089 mg/l, respectivamente. Nas restantes colheitas verificou-se uma diminuição que foi máxima em Julho₁ (2,575 mg/l).

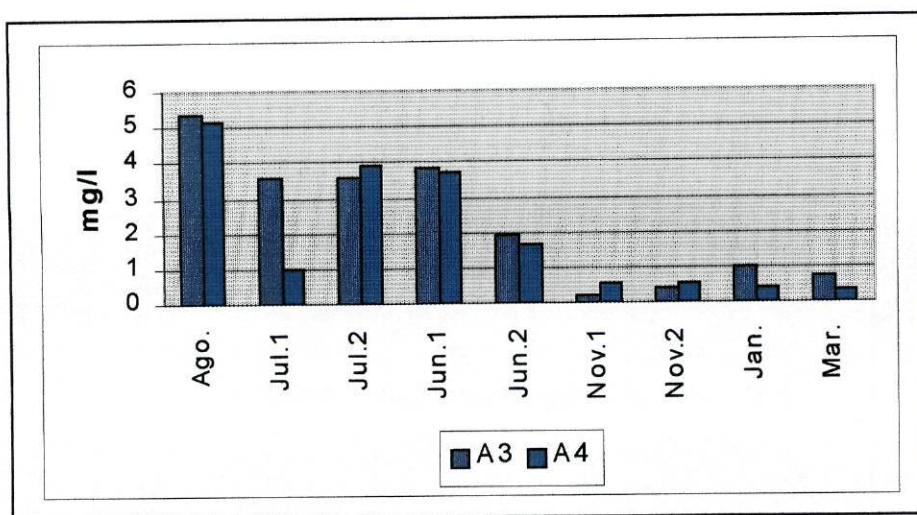


Figura 3.37: Variação da concentração de nitratos da amostra A₃ para a amostra A₄

3.1.6 – Análise de nutrientes efectuada *in situ* através do fotómetro 7000 sc-Palintest

Os resultados expressos na tabela 3.9 correspondem a três colheitas efectuadas em Abril, a diferentes horas de um mesmo dia, cujas análises foram realizadas no laboratório da piscicultura utilizando um fotómetro 7000 sc-Palintest.

Relativamente à colheita realizada às 10h20m procedeu-se apenas à análise de amónia, nitritos e nitratos para a amostra A₄. A escolha desta amostra prendeu-se com o facto de o ozonizador não estar a funcionar e ser, portanto, nossa intenção avaliar a concentração de nutrientes da água (recirculada) que entrava na zona de engorda.

Tabela 3.9: Análise de amónia (mg/l), nitritos (mg/l) e nitratos (mg/l) ao longo de três colheitas realizadas a diferentes horas de um dia através do fotómetro 7000 sc-Palintest.

Hora	Amostra	Amónia	Nitritos	Nitratos
10h20m	A ₄	2,700	0,390	1,100
14h20m	A ₁	0,130	0,054	0,290
	A ₄	2,000	0,320	1,300
	A ₅	1,800	0,100	1,100
17h20m	A ₂	1,600	0,280	1,400
	A ₃	1,800	0,260	0,800
	A ₄	1,500	0,230	1,000

Esta colheita realizou-se antes da alimentação dos animais e com uma taxa de recirculação de 90%. Apesar de, a essa hora, se registar maré alta, apenas a bomba de recurso estava a funcionar, uma vez que o coeficiente de maré não era suficiente para permitir que a bomba grande funcionasse.

Na colheita efectuada às 14h20m foram analisadas as amostras A₁, A₄ e A₅. Esta era uma situação de pós alimentação dos animais que foram alimentados entre as 10 – 11h da manhã. Nesta colheita efectuou-se a análise à amostra A₅ pelo facto de o ozonizador ter entrado em funcionamento às 11h.

Para os parâmetros analisados, amónia, nitritos e nitratos os valores mais elevados foram registados na amostra A₄, com 2,0 mg/l; 0,320 mg/l e 1,300 mg/l, respectivamente.

As eficiências de remoção do ozonizador para a amónia, nitritos e nitratos, para a colheita efectuada às 14h20m, foram de 10%, 68,75% e 15,39%, respectivamente.

A colheita efectuada às 17h20m foi realizada após o pico (teórico) de excreção de amónia. Foram analisadas as amostras A₂, A₃ e A₄. O valor mais elevado de amónia foi registado na amostra A₃ com 1,800 mg/l e o mais baixo na amostra A₄ com 1,500 mg/l.

Relativamente aos nitritos a concentração mais elevada registou-se na amostra A₂ e a mais baixa na amostra A₄, com 0,280 mg/l e 0,230 mg/l, respectivamente.

Os nitratos apresentaram a concentração máxima de 1,400 mg/l na amostra A₂ e a concentração mínima de 0,800 mg/l na amostra A₃.

Verificamos que na colheita efectuada às 17h20m o filtro biológico apresentou uma eficiência de remoção na ordem dos 16,67% para amónia, 11,54 % para os nitritos e – 25,00% para os nitratos.

3.2 – ESTUDO PRELIMINAR DO BIOFILME

Neste ponto serão apresentados os resultados relativos à caracterização preliminar das bactérias isoladas do biofilme. Primeiramente apresentaremos a caracterização dos diferentes tipos morfológicos de colónias de acordo com cor, tamanho e forma de rebordo. Serão ainda, apresentados os resultados dos testes efectuados a colónias puras tais como: oxidase, catalase e reacção Gram. Será ainda apresentada uma possível identificação das bactérias isoladas mediante a utilização do sistema API NE.

3.2.1 - 1ª Extração

Na primeira extração efectuada foram feitas sementeiras nos meios: NA., MA., NitA-s e NitA.-c.

3.2.1.1 – Caracterização das colónias crescidas nos diferentes meios

Dos diferentes meios utilizados aquele onde se registou uma maior variedade de tipos morfológicos de colónias foi no meio NA. Uma observação visual directa das colónias crescidas neste meio permitiu distinguir treze tipos morfológicos diferentes, com predominância dos que apresentavam as seguintes características, relativamente à cor, ao tamanho e ao rebordo, respectivamente:

- creme opaca, média, regular

- creme opaca, grande, recortada
- creme translúcida na periferia com o centro mais escuro, grande, recortada
- creme translúcida na periferia com o centro mais escuro, grande regular
- alaranjada grande, translúcida, regular

No meio M.A observaram-se seis diferentes tipos morfológicos de colónias, sendo o mais representativo o que apresentava as seguintes características: creme, opaca, pequena, regular. Não foi possível efectuar a contagem das populações bacterianas.

Os microrganismos que cresceram nos dois meios indicados (NA e MA) não foram identificados.

No meio NitA-s observou-se, apenas, o crescimento de um tipo morfológico de colónia: creme translúcida, pequena, regular. Esta colónia foi identificada como **Colónia A**. As contagens efectuadas no meio sólido (NitA-s) (a partir da diluição 10^{-1}) indicaram a existência de $1,45E+04$ UFC/cm².

No meio NitA-c verificou-se o crescimento de um tipo morfológico de colónia, com as mesmas características da observada no meio NitA-s (**colónia A**). As contagens efectuadas no meio sólido (NitA-c), também a partir da diluição 10^{-1} , indicaram a existência de $1,60E+04$.

No entanto, após, 24 horas de permanência das placas no frigorífico, identificamos a presença de alterações evidenciadas por parte de algumas das colónias, que passaram a apresentar cor creme com o centro mais escuro rodeado por uma auréola translúcida – **Colónia B**.

De forma a eliminar as dúvidas em relação à semelhança de características das colónias A e B já descritas, estas foram repicadas por transferência para todos os meios usados anteriormente (NA, MA, NitA-s, NitA-c) e incubadas da mesma maneira até se obterem colónias puras. Seguidamente, procedeu-se a uma repicagem das colónias obtidas no meio NitA-c para o mesmo meio e obtivemos a confirmação de que a colónia A e a colónia B apresentavam as mesmas características: creme translúcidas, pequenas, regulares (características apresentadas pela colónia A que foi a primeira a ser caracterizada).

3.2.1.2 – Características da colónia isolada em meio desnitrificante

Com uma porção de colónia A crescida na segunda repicagem e retirada do meio NitA-c efectuaram-se suspensões bacterianas que foram plaqueadas por espalhamento em todos os meios. Após crescimento procedeu-se à caracterização preliminar da bactéria com base nos resultados dos testes expressos na tabela 3.10.

Tabela 3.10: Resultados dos testes efectuados à colónia A retirada do meio NA.

Teste	Resultado
Catalase	Positivo
Oxidase	Negativo
Gram	Negativo
Morfologia	Bacilos

Procedemos de igual forma para uma colónia retirada do meio NitA-c e obtivemos os mesmos resultados expressos na tabela acima. Por se tratar de bacilos Gram negativos efectuou-se a sua identificação através do sistema API NE (Biomérieux) que identificou a bactéria como sendo *Burkholderia cepacia*, (92%) com baixa discriminação.

3.2.2 – 2ª Extração

Na segunda extração para além da colheita de uma amostra de biofilme foi também efectuada a colheita da amostra de água A₄ (água de atravessamento do filtro biológico). Ambas as suspensões obtidas foram semeadas nos meios NA e MA..

3.2.2.1 – Caracterização das colónias crescidas nos meios NA e MA

- Crescimento no meio NA

Na segunda extração do biofilme, e similarmente ao obtido para a primeira, verificou-se, por observação visual directa, o crescimento de uma maior variedade de tipos morfológicos de colónias no meio NA, observando-se quinze tipos morfológicos diferentes. Relativamente ao número de populações bacterianas não foi possível proceder à contagem de UFC formadas pelo facto de o crescimento obtido nas várias diluições se situar ou acima de 300 ou abaixo de 30 colónia por placa.

Relativamente à suspensão bacteriana obtida da diluição da amostra A₄, no meio NA verificou-se o crescimento de três tipos morfológicos de colónias. Também não foi

possível proceder à contagem das populações bacterianas, por razões semelhantes às apresentadas para o biofilme.

- Crescimento no meio MA

Neste meio, quer para a 2ª extracção do biofilme quer para a amostra A₄ verificou-se o crescimento de um menor número de diferentes tipos morfológicos de colónias, sendo identificados seis e cinco tipos, respectivamente, para as suspensões efectuadas. Para estes procedeu-se a uma caracterização preliminar com base na cor, tamanho e forma de rebordo, apresentando-se a sua descrição na tabela 3.11.

As populações bacterianas encontradas neste meio foram da ordem dos 8,6E+04 UFC/cm² para o biofilme, e de 2,08E+05 UFC/ml para a amostra A₄, sendo a contagem efectuada para ambos na diluição 10⁻².

Colónias com estas características foram identificadas, também, neste meio, na primeira extracção.

Tabela 3.11: Características das colónias crescidas no meio MA para o biofilme e amostra A₄, relativamente à cor, ao tamanho e à forma de rebordo.

Biofilme		A₄	
Colónia	Características	Colónia	Características
a	Creme opaca, grandes, regular	a₄	Amarelada, translúcida, pequena, regular
b	Creme translúcida, média, regular	b₄	Creme, opaca, média, regular
c	Creme, com o centro escuro e a periferia mais translúcida, pequena, regular	c₄	Creme, opaca, grande, regular
d	Creme, translúcida, muito pequena, regular	d₄	Creme, translúcida, média, regular
e	Alaranjada translúcida, pequena, regular	e₄	Creme, com a periferia translúcida, média, regular
f	Alaranjada, translúcida, pequena, regular		

3.2.2.2 – Características das colónias isoladas

Os diferentes tipos morfológicos de colónias descritos na tabela anterior foram repicados por transferência para o meio MA e incubados da mesma maneira que anteriormente.

Seguidamente, com uma porção de cada um dos tipos de colónias presentes, efectuaram-se suspensões bacterianas que foram plaqueadas por espalhamento no mesmo meio. Após crescimento procedeu-se à caracterização preliminar das bactérias através dos testes oxidase, catalase e Gram. Os resultados obtidos estão indicados na tabela 3.12.

Tabela 3.12: Resultados dos testes efectuados às bactérias isoladas no meio MA, para o biofilme e amostra de água A₄.

Colónia	Testes			Morfologia
	Oxidase	Catalase	Gram	
a	positivo	negativo	negativo	bacilos
b	negativo	positivo	negativo	bacilos
c	positivo	negativo	negativo	bacilos
d	negativo	positivo	negativo	bacilos mto peq
e	negativo	positivo	negativo	bacilos mto peq
f	positivo	negativo	negativo	bacilos
a ₄₋₁	negativo	negativo	negativo	bacilos
a ₄₋₂	positivo	positivo	negativo	bacilos
b ₄	positivo	positivo	negativo	bacilos
c ₄	positivo	positivo	negativo	bacilos
d ₄	negativo	positivo	negativo	bacilos
e ₄	positivo	negativo	negativo	bacilos

Nas placas correspondentes à colónia a₄ verificou-se o crescimento de dois tipos morfológicos de colónias que foram identificados como a₄₋₁ (amarela translúcida, pequena, regular) que foi identificada inicialmente como a₄, e a₄₋₂ (amarelada com o centro mais escuro e a periferia translúcida, média, regular).

Por observação visual directa constatamos que existiam entre algumas das colónias semelhanças morfológicas, nomeadamente entre as colónias: a, b₄, e₄, a₄₋₂, c; c, f; a₄₋₁, d; b, d₄, e, d.

Posteriormente, apenas foram consideradas as colónias: **a, c, d, c₄, d₄, e₄** por terem sido aquelas que foi possível obter como colónias puras em placa. Estas foram repicadas por transferência para o meio MA. Por serem Gram negativas foram identificadas através do sistema API NE, obtendo-se os seguintes resultados:

Bactérias do biofilme

- colónia a: *Agrobacterium radiobacter*, 99,9%, perfil duvidoso;
- colónia c: *Shwanella putrefaciens*, 89,1%, perfil aceitável;

- colónia d: *Chryseomonas luteola*, *Sphingomonas paucimobilis*, *Agrobacterium radiobacter*, baixa discriminação;

Bactérias da amostra A₄

- colónia c₄: *Aeromonas salm. salmonicida*, 99,5%, perfil duvidoso;
- colónia d₄: *Sphingomonas paucimobilis* e *Chryseomonas luteola*, baixa discriminação;
- colónia e₄: *Shwanella putrefaciens*, *Aeromonas salm. masoucida* / *Achromogenes*, *Pseudomonas vesicularis*, baixa discriminação.

4 – DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

O presente estudo aborda uma situação real e não apenas uma situação piloto controlada em laboratório. Por isso ao longo da discussão dos resultados tentaremos uma comparação com resultados obtidos em trabalhos realizados de modo semelhante, tais como SOARES (2000) e, ainda, outros que abordem preferencialmente a cultura de peixes em sistemas semi – fechados e fechados sob condições “reais” de recirculação.

4.1 - CARACTERIZAÇÃO DA PISCICULTURA

Ao longo deste trabalho, foi notória a dispersão dos resultados obtidos uma vez tratar-se de uma estudo correspondente a uma situação real, sem qualquer possibilidade de controlo a nível laboratorial. Daí verificar-se a influência de vários factores que intervêm no funcionamento da piscicultura, tais como: factores humanos (manutenção e distribuição de alimento), factores zootécnicos (densidade dos animais, calibração, tratamento de doenças), e factores ambientais (disponibilidade de oxigénio, temperatura, salinidade, pH, regime de marés e inerente regime hidráulico). Deste modo, os resultados obtidos podem considerar-se característicos do tipo de piscicultura em estudo, o que torna difícil a comparação com resultados obtidos por outros autores.

Os factores ambientais considerados ao longo do trabalho serão analisados em função da sua influência sobre a espécie cultivada na piscicultura, o Pregado (*Scophthalmus maximus*).

Temperatura

Para o Pregado (*Scophthalmus maximus*) a temperatura óptima de crescimento e os seus limites de tolerância não são bem conhecidos (JONES *et al.*, 1981, BROWN *et al.*, 1984, WALLER, 1992, PERSON – LE RUYET, 1993, IMSLAND *et al.*, 1995 *in* BUREL *et al.*, 1996). No entanto, PERSON – LE RUYET *et al.* (1991) indicam como temperatura óptima a compreendida entre 16 – 18°C. Segundo os mesmos autores o animal deixa de se alimentar a temperaturas inferiores a 5°C ou superiores a 25°C. Sabe-se, ainda, que para esta espécie, o crescimento diminui para valores inferiores a 8°C ou superiores a 23°C (IGLESIAS *et al.*, 1987, PERSON – LE RUYET *et al.*, 1991, HULL e EDWARDS, 1979, SMITH, 1979; *in* BUREL *et al.*, 1996).

Podemos considerar que os valores da temperatura da água de entrada na piscicultura em estudo (mínimo 12,3°C em Janeiro e máximo de 18,8 °C em Junho₂) se encontram próximos dos valores óptimos, nomeadamente nos meses de Verão, onde se registou o valor médio de 18,3°C±0,5°C, sendo as temperaturas mais baixas (12,3°C; 12,5°C; 13,7°C e 14,2°C) registadas no Inverno (valor médio de 13,2°C±0,9°C).

Apesar de se verificar um aumento da temperatura da água de entrada nos meses em que o número de horas de funcionamento da bomba grande foi menor, não nos parece haver uma relação nítida entre os dois factores como referido por SOARES (2000), pois em Junho₂ o número de horas de funcionamento da bomba grande foi de seis (tabela 3.2), igual a Janeiro, sendo estes os meses em que se registaram os valores máximo e o mínimo de temperatura, respectivamente. Deste modo verifica-se apenas uma influência da época do ano na temperatura da água de entrada na piscicultura.

Oxigénio

Os valores de oxigénio foram estáveis ao longo do período de amostragem, apresentando teores de 10 – 13 mg/l em cinco das colheitas realizadas, registando-se apenas o valor de 5 mg/l em Agosto de 2000. Este valor, mesmo assim, é superior ao valor considerado mínimo para a espécie – 4mg/l (PERSON – LE RUYET *et al.*, 1991).

O teor de oxigénio aumentou a partir da colheita de Novembro₁ pelo facto de ter sido implementado um sistema de oxigenação mais eficiente, daí serem registados valores mais elevados comparativamente à colheita de Agosto.

Salinidade

A salinidade óptima para o Pregado (*Scophthalmus maximus*) está compreendida entre 20 – 27‰ (PERSON – LE RUYET *et al.*, 1991). Visto tratar-se de uma espécie eurialina no intervalo de 10 – 35‰, apenas são observados distúrbios osmorregulatórios abaixo de 6‰ (BUREL *et al.*, 1996). Assim os resultados registados ao longo do nosso trabalho são considerados normais por se situarem no intervalo de 18 - 34‰.

Nas colheitas de Julho₁, Julho₂ e Junho₁ foram registados valores de 18‰ e 20‰, correspondentes a um abastecimento da piscicultura com água salobra e não água do mar. Com efeito, trataram-se de amostragens colhidas directamente da saída da bomba de recurso situada na praia – Amostra A₁’.

Nas colheitas de Janeiro e Março a salinidade registada é apenas de 30‰, o que não corresponde à salinidade comum para a região onde está situada a piscicultura que se situa nos 34‰. Esta baixa de salinidade poderá estar relacionada com a elevada pluviosidade a que esteve sujeito o nosso país no Inverno de 2000/2001.

pH

Segundo BAUTISTA (1991) o crescimento desta espécie cessa para valores de pH inferiores a 7, situação que nunca se verificou durante as várias amostragens realizadas à água que abastece a piscicultura. Os valores registados situam-se entre 7,8 e 8,2.

Regime hidráulico

Apesar de inicialmente podermos sugerir a ocorrência de três tipos de regimes: aberto, semi – fechado e fechado, podemos concluir que o sistema mais vulgarmente utilizado na piscicultura, variou com a época do ano, prevalecendo uma menor recirculação no Inverno (tendência para regime aberto, especialmente quando a bombagem era efectuada nas marés altas de elevado coeficiente), o que coincidiu com as colheitas de Novembro₁, Novembro₂, Janeiro e Março. No Verão verificou-se uma taxa de recirculação elevada, sendo o regime mais vulgarmente utilizado o semi – fechado, verificando-se, mesmo, situações próximas do regime fechado.

Efectivamente o regime hidráulico é dependente do ciclo de marés, que por sua vez condiciona o funcionamento da bomba grande. No Inverno assistimos a uma situação de menor recirculação pelo facto de a hora das colheitas coincidir com o pico de bombagem, ou então de se aproximar deste. Por exemplo em Novembro₁ a bomba grande encontrava-se a funcionar desde as 16h30m do dia anterior sendo a colheita efectuada às 11h30m. Assim sendo, esta colheita correspondeu à melhor situação de bombagem de todo o período de amostragem por se ter registado uma maior entrada de água nova na piscicultura, registando-se assim uma recirculação inferior a 20%. Também em Novembro₂ a colheita foi efectuada cerca das 10h da manhã e a bomba grande tinha estado a funcionar das 3h às 9h20m desse mesmo dia. Em Janeiro a colheita foi efectuada mesmo no pico de bombagem.

No Verão a recirculação foi sempre superior pelo facto de a hora das colheitas ser muito distanciada do período em que a bomba grande esteve a funcionar e com a

agravante de esta funcionar menor número de horas devido às marés terem um coeficiente muito baixo para o seu arranque.

A bomba pequena esteve a trabalhar até Janeiro, altura em que se avariou devido ao mau tempo. No entanto, já em Novembro¹, o biólogo responsável pela piscicultura nos tinha informado que a referida bomba se encontrava a funcionar com uma capacidade de apenas 20 l/s.

A bomba de recurso, embora funcionasse em contínuo a partir de Março, devido ao seu pequeno caudal (4 l/s ou 346 m³/dia) não representou um aporte significativo de água nova no volume total de água da piscicultura, que era 17280 m³/dia, ou seja um débito de 200 l/s para o total da engorda.

Biomassa, carga e número de animais

O valor mais elevado de biomassa foi registado nos meses de Inverno, nomeadamente em Março com 42 toneladas. Nos meses de Verão de 2001 a biomassa foi apenas de 25 toneladas (tabela 3.8.). Este valor deve-se ao facto de não ter sido introduzido peixe em Março, como seria o procedimento normal, devido ao mau tempo.

Relativamente à carga de animais o valor mais elevado foi registado em Março (17,2 Kg/m³) e o mais baixo foi registado, nos meses de Verão de 2001 com 11,6 Kg/m³. Estes valores são muito baixos comparativamente ao referidos por SOARES (2000), que registou cargas compreendidas entre 52,72 Kg/m³ em Janeiro e 84,27 Kg/m³ em Junho. Esta diferença entre os dois trabalhos realizados na mesma unidade devem-se à razão exposta acima.

É importante referir que na piscicultura, durante o período de amostragem, os animais estiveram divididos por diferentes classes, de acordo com o peso vivo, a saber: 0 – 100g, 100 – 250g, 250 – 500g, 500 – 750g, 750 – 1000g e 1000 – 1500g. O número de animais de cada classe era variável, sendo mais representativa a classe de 100 – 250g.

4.2 – CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA DO MAR

Segundo AMINOT e CHAUSSEPIED (1983) a água do mar correspondente a zonas costeiras não poluídas, possui as seguintes concentrações padrão (em mg/l):

- **Amónia:** concentração inferior a 0,014 mg/l.
- **Nitritos:** no Inverno a sua concentração situa-se entre os 0,007 – 0,014mg/l, podendo no Verão ser inferior a $1,4 \times 10^{-4}$ mg/l, devido a uma maior utilização do azoto pelo fitoplâncton.
- **Nitratos:** as concentrações invernais são da ordem dos 0,140– 0,210 mg/l . No Verão a sua concentração é inferior aos limites de detecção do método utilizado para análise deste parâmetro – 0,0007mg/l.
- **Fosfatos:** a sua concentração está compreendida entre 0,000 – 0,031mg/l.
- **Sólidos suspensos:** em águas costeiras a sua concentração varia de 0,5 a 5 mg/l.

Tendo por base a constituição padrão acima indicada podemos concluir que as concentrações de amónia na amostra A₁, correspondente à água de entrada na piscicultura, no que concerne às colheitas de Agosto, Junho₂, Novembro₁, Novembro₂, Janeiro e Março, estão dentro dos valores normais para a água do mar (zona costeira). Nas colheitas de Julho₁, Julho₂ e Junho₁ os valores registados são superiores aos considerados normais. Estas últimas colheitas correspondem a uma situação de Verão e a amostras colhidas na saída da bomba de recurso, que conforme dito anteriormente captava água, com características salobras, na praia.

Relativamente aos nitritos, durante as colheitas efectuadas no Inverno a sua concentração esteve abaixo dos valores referidos por AMINOT e CHAUSSEPIED (1983), estando compreendida entre 0,000 – 0,004 mg /l. Nas colheitas efectuadas no Verão os valores encontram-se próximos do valor padrão referido.

Para os nitratos, em todas as colheitas o seu valor ultrapassa, largamente, os valores padrão para a água do mar, sendo a sua percentagem média na água de entrada na piscicultura superior a 90%, comparativamente aos outros constituintes, chegando a atingir em Julho₂ e Junho₁ valores superiores a 3 mg/l. Resultados semelhantes aos obtidos neste trabalho, foram encontrados anteriormente por SOARES (2000) para a mesma unidade.

Estes resultados podem estar relacionados com o facto de a piscicultura em questão estar localizada numa zona de agricultura intensiva. HEITOR (2001a e b) verificou que na zona norte, onde se localiza a piscicultura, se assiste a uma poluição química das águas subterrâneas por nitratos, por ser uma zona agrícola sujeita a grande parcelamento. Dado

que o azoto quando oxidado se torna um elemento extremamente móvel, o seu fluxo no solo está associado ao movimento da água de transporte.

Em análises efectuadas pelo autor referido a 10 poços da região onde se encontra precisamente implantada a piscicultura em estudo foram obtidos resultados entre 126,3 mg/l e 41,6 mg/l de nitratos, entre 1997 e 1998. Através de inquéritos feitos a 53 agricultores da zona, constatou-se que entre 1 a 15 vezes por semana os campos eram regados por aspersão (61%), mangueira (30%) ou sistema gota a gota (9%); e que, ainda, um dos inquiridos adicionava os fertilizantes azotados directamente no poço de rega.

Tendo como base de sustentação os resultados obtidos com o trabalho supracitado, podemos concluir que os valores elevados de nitratos nas colheitas efectuadas em Julho₂ e Junho₁ compreendem água de infiltração proveniente da rega dos campos excessivamente fertilizados, bombeada através da bomba de recurso localizada na praia, longe do local de rebentação das ondas. A baixa salinidade registada nas amostras aí recolhidas (18 a 20 ‰) constitui outra prova de que se tratava de água salobra (provavelmente mistura de água do mar com água de infiltração).

Os valores de nitratos para A₁' em Julho₁ não são tão elevados como o esperado devido ao facto de terem existido problemas com a coluna de cádmio usada no método de determinação.

Relativamente aos fosfatos, apenas os valores das colheitas de Julho₂, Junho₁ e Junho₂ são superiores ao considerado como valor padrão. As razões para este facto poderão, igualmente, prender-se com a bombagem de água salobra contaminada com fertilizantes agrícolas que normalmente contêm compostos fosfatados.

No que concerne aos sólidos suspensos os valores obtidos ao longo do trabalho estão dentro dos valores padrão definidos por AMINOT e CHAUSSEPIED (1983), à excepção da colheita efectuada em Janeiro onde os SST atingiram o valor de 19,650 mg/l. Este valor, provavelmente, estará relacionado com a intensa pluviosidade que se registou nesse mês.

A caracterização feita às amostras A₁ e A₁' e a análise efectuada ao modo de funcionamento das bombas, permite-nos dizer que a água que entra no reservatório que abastece a piscicultura, muitas vezes não será apenas água do mar. A sua composição depende do sistema ou regime sob o qual a piscicultura se encontrava a funcionar nas

datas das várias amostragens, por sua vez influenciado pelo número de horas de funcionamento da bomba grande.

Atendendo ao número de horas possíveis de bombagem directa da água do mar podemos dizer que a água que vai entrar na zona de engorda na piscicultura terá de conter obrigatoriamente água recirculada, em maior ou menor grau de recirculação, de acordo com as características das marés.

Através do biólogo responsável pela piscicultura soubemos que por vezes também ocorrem situações de refluxo de água recirculada para o tubo de entrada de água do mar no reservatório, atendendo a que a posição de entrada neste do tubo que transporta água recirculada ser superior à do que transporta água do mar. Assim, por vezes ocorre, acidentalmente, a mistura destas duas águas na tubagem da água do mar mesmo quando a bomba grande está em funcionamento.

4.3 – APORTE DE NUTRIENTES CAUSADO PELO EFLUENTE

Pela análise da tabela 3.4. podemos verificar que se registou um aumento significativo de nutrientes na amostra correspondente ao efluente total não tratado – amostra A₂, relativamente à água de entrada na piscicultura – amostra A₁. Este aumento de azoto amoniacal e fósforo vem de encontro ao descrito por variados autores que referem serem estes os principais produtos de excreção dos peixes teleósteos, atingindo níveis elevados nos sistemas intensivos (DOSDAT *et al.*, 1994).

Considerando como valor máximo recomendado para a amónia, o referido por BOYD *in* HUSSENOT *et al.* (1998) (1,7 mg/l), verificamos que todos os valores obtidos no efluente total são inferiores a este, à excepção do registado na colheita de Julho₁ (2,901 mg/l – tabela 3.4). No entanto, o valor de NH₃, forma não ionizada de amónia e mais tóxica, nesta colheita foi, apenas de 0,003 mg/l. Se consideramos o intervalo indicado por DOSDAT *et al.* (1994) e PERSON – LE RUYET *et al.* (1997) de 1,3 a 2,6 mg/l de NH₃ para juvenis de Pregado, com peso compreendido entre 0,3 a 160 g, o resultado obtido em Julho₁ não representa riscos de toxicidade para os animais.

Os valores da concentração de amónia obtidos nas colheitas efectuadas no Verão foram sempre superiores aos das efectuadas no Inverno, à excepção da colheita de Março

que registou 0,959 mg/l. Este resultado poderá estar relacionado com o facto de a biomassa (42 toneladas), nesta colheita, ser a mais elevada ao longo de todo o período de amostragem e de a temperatura ser superior à registada nas restantes colheitas de Inverno.

SOARES (2000) ao estudar um conjunto de 3 tanques representativos desta piscicultura, também, constatou que os valores mais elevados de concentração de amónia no efluente foram verificados em Junho. Com efeito, é sabido que a excreção de amónia está directa e positivamente relacionada com a temperatura (BUREL *et al.*, 1996).

Já relativamente às situações de antes e após alimentação dos peixes, não é fácil estabelecer uma relação entre a excreção da amónia e o factor alimentação. Por exemplo na colheita de Julho₁, como já referido, registou-se o valor mais elevado de amónia, e este correspondeu a uma situação de colheita antes do alimento. O segundo valor mais elevado correspondeu à colheita de Junho₁ que corresponde a uma situação de pós alimentação. Por outro lado, apesar de o pico de amónia ocorrer 6 horas após a alimentação (BUREL *et al.*, 1996), nem sempre se conseguiu colher as amostras no tempo correspondente a esse pico. Com efeito, por factores alheios à nossa vontade, algumas amostragens ocorreram apenas 2 a 4 horas após a alimentação dos animais.

Parece-nos também importante referir que, devido a parasitoses existentes nos animais no final do mês de Junho e início do mês de Julho, se procederam a desinfecções dos tanques com formol e verde malaquite. Este procedimento de desinfecção poderá ter proporcionado a eliminação das bactérias nitrificantes existentes na água, originando o fracasso da nitrificação. Daí um aumento significativo de amónia na amostra de Julho₁ relativamente às outras colheitas.

No entanto, nas colheitas efectuadas no Inverno, o padrão conhecido de variação de amónia verifica-se, tendo sido os valores mais baixos registados em situação de não alimentação dos animais (Novembro₁ e Novembro₂, com 0,504 mg/l e 0,564 mg/l, respectivamente). Como já referido, o valor de Novembro₁ foi o mais baixo registado ao longo de todo o período de amostragem.

Desta forma é-nos permitido dizer que neste trabalho não podemos aplicar com “segurança” os pressupostos referidos por outros autores quanto aos factores fundamentais que afectam a excreção de amónia uma vez estarmos perante uma situação em que jogam muitos parâmetros em simultâneo. Nestes incluem-se a temperatura, o número de horas de

funcionamento da bomba grande e concomitante percentagem de recirculação de água e concentração variável de amónia na água de entrada na piscicultura (por nem sempre se tratar apenas de água do mar). É assim difícil o estabelecimento de valores característicos para pisciculturas do tipo da estudada alertando-nos para outras exigências de amostragem.

Os resultados obtidos também não nos permitiram determinar a relação linear, que se sabe existir, entre o azoto ingerido e o excretado e o peso dos peixes como referem DOSDAT *et al.* (1994) e LEMARIÉ *et al.* (1998). Tal situação prende-se com o facto de o efluente ser proveniente de uma unidade onde existem diferentes classes de peso vivo de animais, sendo também importante salientar que, dentre os diferentes compostos azotados excretados, apenas a amónia foi determinada..

Contudo e apesar destas limitações, os valores encontrados para a produção de N-NH₄ por unidade de biomassa (tabela 3.8), variando de 170,76 a 257,90 mg/Kg/dia foram semelhantes aos obtidos por DOSDAT *et al.* (1996) em experiências realizadas com dois lotes de Pregado de 10 e 100g, à temperatura de 16 °C. Estes autores referem que a excreção de N-NH₄ foi de 243,6 e 74,0 mg/Kg por dia, respectivamente.

Também LEMARIÉ *et al.* (1998) observaram que em peixes (Robalo) com peso compreendido entre 24,5 e 362,5g, a uma temperatura de 17°C, a produção diária de azoto na forma de N-NH₄ variou de 363,6 a 147,0 mg N-NH₄/Kg de peixe fresco.

Relativamente aos fosfatos verificou-se uma grande variação nos resultados obtidos sendo estes, em todas as colheitas, superiores ao valor máximo recomendado para piscicultura (0,17 mg/l) indicado por BOYD *in* HUSSENOT *et al.* (1998). Também LEMARIÉ *et al.* (1998) observaram grande variabilidade dos resultados referentes à produção de fósforo, quer na forma dissolvida e quer na forma particulada .

A variação dos fosfatos seguiu o mesmo padrão de variação da amónia. Os valores mais elevados foram registados no Verão, nomeadamente, Junho₁, Julho₁ e Julho₂. O valor mais baixo de toda a amostragem foi observado antes da alimentação, em Novembro₂.

Os valores de concentração de nitritos mais elevados foram registados nos meses de Julho₁, Julho₂ e Junho₁ com 0,628 mg/l, 0,465 mg/l e 0,495 mg/l, respectivamente. Provavelmente o seu aparecimento estará relacionado com o tempo de residência da água nos tanques (LEMARIÉ *et al.*, 1998), a taxa de recirculação e a temperatura, pois foi nestas três colheitas que se verificou um menor número de horas de funcionamento da

bomba grande (2h, 2,5h e 2h, respectivamente), o que aumentou a taxa de recirculação da água. Quando os valores de amónia são elevados, as bactérias nitrificantes existentes na água transformam a amónia em nitritos, o que provoca o seu aumento no efluente total. Estes valores são, contudo, inferiores aos indicados por BOYD *in* HUSSENOT *et al.* (1998) que refere como máximo recomendado 0,83 mg/l.

Os valores mínimos para este parâmetro foram obtidos em Novembro₂, Janeiro e Março quando o funcionamento da bomba grande foi de 6,2h, 6h e 7h, respectivamente. Na colheita de Novembro₁ apesar de se ter verificado o maior número de horas de funcionamento da bomba grande em todo o período de amostragem, a concentração de nitritos foi superior à de Novembro₂, provavelmente porque na água de entrada o valor também foi superior ao de Novembro₁ e a temperatura é de 13, 7°C (1,2°C mais do que em Novembro₂). Assim, mais uma vez nos é possível afirmar que a temperatura, a concentração de nutrientes na água de entrada e a taxa de recirculação da água são parâmetros de primordial importância na composição do efluente.

Os valores de nitratos mais elevados foram registados em Agosto (5,190 mg/l), Julho₂ (4,440 mg/l) e Junho₁ (3,846 mg/l), registando-se também os valores mais elevados no Verão, conforme observado anteriormente para a amónia e para os nitritos.

Ao contrário do referido por HUSSENOT *et al.* (1995), TOVAR *et al.* (2000), e constatado por SOARES (2000), que referem que os valores máximos de sólidos ocorrem no Verão quando a actividade, o alimento e o crescimento dos animais são mais elevados, obtivemos valores de sólidos suspensos (totais e voláteis) superiores no Inverno, nomeadamente nas colheitas de Novembro₂ e Janeiro. Estes resultados prendem-se, provavelmente, com o facto de estes dois meses terem sido extremamente chuvosos.

O valor máximo para este parâmetro foi obtido em Janeiro (SST: 25,200 mg/l; SSV: 19,80 mg/l), o que, anteriormente, se tinha verificado para a amostra A₁.

Parece-nos pertinente proceder a uma comparação, sempre com carácter aproximado, entre os valores de composição do efluente obtidos neste estudo para o efluente e os disponíveis na legislação portuguesa. Pelo facto de não constarem da legislação dados relativos a efluentes piscícolas serão utilizados os dados relativos à qualidade das águas do litoral ou salobras para fins aquícolas – águas conquícolas, para

águas balneares, e ainda aos valores limite de emissão na descarga de águas residuais (Decreto Lei nº 236/98 de 1 de Agosto, anexos XIII, XV e XVIII) – tabela 4.1.

Tabela 4.1: Valores de referência na legislação portuguesa para a qualidade das águas do litoral para fins aquícolas e conquícolas, águas balneares, valores limite de emissão de águas residuais e valores obtidos no efluente piscícola estudado (Decreto Lei 236/98 de 1 de Agosto).

Variáveis	Valores de referência ¹	Valores de referência ²	Valores de referência ³	Valores máximos no efluente	Valores médios no efluente
pH	7 – 9	6 – 9	6 – 9	7,6	6,9
Sólidos suspensos (mg/l)	Inferior a 30% do existente	Não é referido	60	25,2	11,5
N-NH ₄ (mg/l)	Não é referido	(4)	10	2,9	1,1
N-NO ₂ (mg/l)	Não é referido	(4)	Não é referido	0,63	0,3
N - Total	Não é referido	(4)	15		
N-NO ₃ (mg/l)	Não é referido	(4)	50	5,2	2,0
P-PO ₄ (mg/l)	Não é referido	(4)	Não é referido	1,9	0,8
P - Total	Não é referido	Não é referido	10		

¹ – Valores para a qualidade das águas do litoral ou salobras para fins aquícolas – águas conquícolas

² – Valores para a qualidade das águas balneares

³ – Valores limite de emissão na descarga de águas residuais

⁴ – Estes parâmetros devem ser verificados pelas autoridades competentes sempre que haja tendência para a eutrofização das águas.

Relativamente ao pH verificamos que o valor obtido no efluente piscícola estudado se encontra dentro dos limites de referência referidos pela legislação.

No que concerne aos outros parâmetros avaliados, os valores obtidos para o efluente estudado são bastante inferiores aos referenciados na legislação em vigor. Contudo, a legislação só contempla valores instantâneos ou seja 60 mg/l de SST, 10 mg/l de N-NH₄, 15 mg/l de N-Total, 50 mg/l de N-NO₃ e 10 mg/l de P-Total, o que não reflecte a poluição causada por este tipo de efluentes. Se se tiver em atenção os valores constantes na tabela 3.8 facilmente se constata que, por exemplo, as cargas poluentes de azoto como KgN-NH₄/dia são muito consideráveis (4,42 – 10,32 KgN-NH₄/dia)

Sendo assim, consideramos importante uma redefinição das normas de qualidade da água de modo, a contemplar os valores máximos diários de cargas devidamente calculados para os efluentes piscícolas.

É, ainda, pertinente referir que a frequência mínima de amostragem (mensal a trimensal) para os parâmetros analisados, sugerida pela legislação, não nos parece suficiente, nem tão pouco adequada a efluentes piscícolas do tipo estudado. Estando a carga do efluente directamente relacionada com o tipo de bombagem utilizada, regime hidráulico e ciclo de marés seria obrigatório um esforço de amostragem superior ao considerado para obtenção de um registo representativo das variações diárias observadas para os parâmetros de referência nas unidades de produção piscícola.

4.4 - EFICIÊNCIA DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO

Para analisarmos a eficiência dos três tipos de sistemas de tratamento: filtro mecânico, filtro biológico e ozonizador tomaremos como base a variação na concentração de nutrientes entre as amostras A₂ e A₃; A₃ e A₄ e A₄ e A₅, respectivamente.

4.4.1 – Filtro mecânico

Testes intensivos conduzidos pelo Norwegian Hydrotechnical Laboratory para avaliar a eficiência de um filtro Hydrotech com tela de poro de 60 µm, revelaram que esta varia consideravelmente para sólidos suspensos (67% a 97%), fósforo total (21 a 86%) e azoto total (4 a 89%) (CRIPPS e BERGHEIM, 2000). Podemos, então, afirmar que no nosso trabalho e para todos os nutrientes, as eficiências de remoção do filtro mecânico Hydrotech com tela de 60 µm implementado na piscicultura foram bastante baixas, situando-se entre - 108,04 e 74,04% para a amónia, -120,33 e 36,77% para os fosfatos, - 95,59 e 9,68% para os nitritos, -304,51 e 44,30% para os nitratos, -25,00 e 65,48% para os SST e -13,79 e 67,17% para os SSV.

Analisando a variação de amónia da amostra A₂ – efluente total não tratado, para a amostra A₃ – efluente após o filtro mecânico, constatamos que nas colheitas de Agosto, Julho₂, Novembro₂ e Março se registou o aumento deste nutriente, o que se traduziu em eficiências negativas (figura 3.29). O aumento de amónia observado na colheita de Julho₂ poderá estar relacionado com a elevada colmatação do filtro, sendo que a tela de revestimento apresentava, inclusivamente, uma quantidade abundante de macroalgas

verdes. Por outro lado sabe-se que os sólidos suspensos retidos no filtro podem mineralizar e produzir amónia (CHEN *et al.*, 1993).

À colheita de Junho₁ corresponde ao valor mais elevado de concentração de amónia observada na amostra A₃, e apesar de se verificar uma diminuição de 0,14 mg/l deste nutriente relativamente à amostra A₂, a eficiência do filtro mecânico foi apenas de 9,98% na sua remoção.

Relativamente aos sólidos, o filtro Hydrotech demonstrou, conforme referido, possuir uma eficiência muito menor do que aquela que seria esperada. Considerando que a eficiência deste filtro na remoção dos sólidos pode ser de 67 a 97%, constatamos que apenas na colheita de Janeiro a eficiência de remoção dos SST se aproxima destes valores, com 65,48% (figura 3.33) e a dos SSV está também no intervalo referido, com 67,17% (figura 3.34). Este resultado poderá estar relacionado com o facto de ter sido em Janeiro que se registou uma maior concentração de sólidos na água de entrada na piscicultura e no efluente total – amostra A₂. Em Março as eficiências de remoção de sólidos foram de 57,24% para os SST e de 42,23% para os SSV, o que poderá estar relacionado com a concentração elevada de sólidos no efluente total - A₂. Este poderá ser um resultado de eficiência razoável se considerarmos que TWAROWSKA *et al.* (1997) in CRIPPS e BERGHEIM (2000) encontraram menores taxas de remoção de sólidos (36,5%). Além disso, às colheitas de Julho₂, Junho₁ e Novembro₁ correspondem eficiências de remoção negativas, tendo-se também verificado em Julho₂ e Novembro₁ as menores concentrações de sólidos na água do efluente total. Este resultado está de acordo com o facto conhecido de que só com cargas mais elevadas de sólidos se aumenta a eficiência, isto é, aumenta a porção da carga total de resíduo removida por uma tela com determinado tamanho de poro. (METCALF e EDDY, 1991, MIDLEN e REDDING, 1998, CRIPPS e BERGHEIM, 2000).

Esta análise permite-nos concluir que a baixa eficiência demonstrada pelo filtro mecânico Hydrotech se pode relacionar com o reduzido diâmetro das partículas sólidas existentes no efluente piscícola amostrado. Com efeito, o estudo de três sistemas de recirculação em piscicultura revelou que mais de 95% dos sólidos suspensos têm um diâmetro inferior a 20 µm, e 48% do volume total de sólidos têm menos de 10 µm (CHEN *et al.*, 1993). Isto nos leva a afirmar que a malha de 60 µm não é suficiente para a remoção de sólidos no efluente em questão.

Para além de a baixa eficiência deste tipo de tratamento depender das características do efluente, poderá também estar relacionada com a ausência de técnicas de pré – tratamento, que assumem um papel de extrema importância no aumento da eficiência do referido tratamento (CRIPPS e BERGHEIM, 2000).

4.4.2 – Filtro biológico

A análise da eficiência do filtro biológico será baseada no processo de nitrificação, pois o seu principal objectivo é efectuar, o mais eficientemente possível, a passagem de amónia a nitratos.

Relativamente à amónia verificou-se um decréscimo deste nutriente de A₃ para A₄ em todas as colheitas à excepção de Novembro₁, Janeiro e Março, o que se traduziu em eficiências negativas de remoção para estes meses (- 5,54%, - 35,44% e - 0,33%, respectivamente) por parte do filtro biológico, como mostra a figura 3.29. Em relação à colheita de Novembro₁ e Janeiro a aumento de concentração de amónia observado poderá ter estado relacionado com a elevada concentração de sólidos suspensos removidos do efluente pelo filtro biológico. Nestes meses a eficiência do filtro biológico na remoção de sólidos SST e SSV (figuras 3.33 e 3.34) atingiu os valores mais elevados (45,37% SST; 52,27% SSV em Novembro₁ e 60,92% SST e 63,08% SSV em Janeiro). Com efeito, sabe-se que se existir excesso de matéria orgânica (principalmente matéria particulada) no biofiltro as bactérias heterotróficas suplantam as autotróficas nitrificantes, provocando o fracasso da nitrificação. Logo, uma filtração mecânica eficiente é recomendada antes da filtração biológica (DOSDAT *et al.*, 1994). Em relação à colheita de Março, apesar de ter existido um aumento de amónia, este foi apenas de 0,004 mg/l.

O processo completo de nitrificação foi observado em Julho₂ e em Novembro₂. De referir que a maior eficiência de remoção de amónia pelo filtro biológico ocorreu em Julho₂ (32,54%).

Nas colheitas de Agosto, Julho₁, Junho₁ e Junho₂ apesar de se ter verificado uma diminuição da concentração de amónia, verificou-se também uma diminuição de nitratos (figuras 3.35 e 3.37). Esta baixa na concentração de nitratos poderá estar relacionada com o aumento de nitritos (figura 3.36) nas colheitas referidas. A acumulação de nitritos

devido a uma incompleta oxidação da amónia é muitas vezes observada nos biofiltros (NIJHOF e BOVENDEUR, 1990, OTTE e ROSENTHAL, 1979, MANTHE *et al.*, 1984, MILLER e LIBEY, 1985, VAN RIJN e RIVIERA, 1990 *in* VAN RIJN 1996). Sabe-se também, que em condições óptimas, a oxidação dos nitritos pelas *Nitrobacter*, é aproximadamente dez vezes mais rápida do que a oxidação da amónia pelas *Nitrosomonas* (GRADY e LIM, 1980 *in* VAN RIJN, 1996). Assim sendo podemos dizer que, provavelmente não terá ocorrido a acção das *Nitrobacter* que oxidam o nitrito a nitrato, ocorrendo, deste modo, uma acumulação do primeiro e decréscimo do segundo.

Estas bactérias são organismos muito sensíveis e apresentam um extrema susceptibilidade em relação à variação de vários factores. Por exemplo, altas concentrações de amónia e ácido nitroso podem provocar a sua inibição. A variação de outros factores como o pH, a temperatura e o oxigénio dissolvido exerce também uma influência muito significativa na actividade destas bactérias. Contudo, a quantificação do efeito da variação dos referidos factores é difícil de obter (METCALF e EDDY, 1991).

Relativamente aos fosfatos, o filtro biológico demonstrou possuir uma eficiência baixa, uma vez que apenas em Junho₂ e Novembro₂ se registaram eficiências de remoção positivas, de 24,64% e 59,60% (figura 3.32), respectivamente.

É importante realçar que as colheitas onde se registaram concentrações mais elevadas de fosfatos correspondem também a concentrações mais elevadas de nitratos. Este facto vem de encontro ao referido por BARAK e VAN RIJN (2000) que através da incubação, em laboratório, de um consórcio bacteriano retirado de um filtro percolador (“trickling filter”), sobre condições aeróbias, verificaram, que a amónia era oxidada a nitrato, enquanto que o fosfato no meio aumentava. A incubação do consórcio na ausência de oxigénio resultou num decréscimo das concentrações de nitratos e fosfatos, pois o fosfato é assimilado pelas bactérias em condições desnitrificantes, isto é, sob anóxia e na presença de nitrato, e é libertado quando o nitrato começa a decrescer.

Parece-nos importante insistir no facto de o filtro biológico ter apresentado para os sólidos, ao longo de todo o período de amostragem, eficiências de remoção positivas acima dos 26% para os SST e 31% para os SSV (figura 3.33 e 3.34), o que se traduziu na colmatação do filtro e conseqüente inibição da nitrificação. Conforme referido anteriormente as partículas sólidas podem colmatar, potencialmente, os biofiltros para a

nitrificação (MUIR, 1982 *in* CHEN *et al.*, 1993) e reduzir, assim a sua eficiência na remoção de amónia.

A elevada concentração de sólidos pode ainda contribuir para um aumento da concentração de fósforo. Do fósforo libertado pelo peixe apenas 2% se encontra na forma solúvel enquanto que o restante está presente nas lamas orgânicas, uma vez que 80% é rejeitado sob a forma não dissolvida (DOSDAT, 1992, BODVIN *et al.*, 1996 *in* BARAK e VAN RIJN, 2000).

O aumento de fósforo devido à elevada concentração de sólidos é descrito por LEMARIÉ *et al.* (1998). Estes autores referem que, possivelmente, devido a processos de lixiviação após sedimentação ou a uma maior agitação das partículas causada pelo fluxo de água, pode ocorrer uma dissolução parcial da matéria particulada, o que consequentemente origina o aumento de fósforo dissolvido.

A baixa eficiência de remoção demonstrada pelo filtro biológico para os vários parâmetros analisados, nomeadamente a amónia, também, poderá ter estado relacionada com o tipo de meio de enchimento.

Testes efectuados por LEKANG e KLEPPE (2000) durante 140 dias, a três tipos de meio: Leca (argila em pó expandida) e três meios de plástico (anéis Kaldnes, anéis Norton e relva artificial), de um filtro percolador (“trickling filter”), demonstraram que o processo de nitrificação varia consideravelmente de acordo com o meio usado. Assim, observaram que o nível de nitrificação estabilizou 7 – 8 semanas após o início da experiência para as fracções de Leca e relva artificial. Para os outros dois meios (anéis de plástico) não foi observado o desenvolvimento positivo do referido processo.

De forma a avaliar qual o meio de enchimento mais adequado ao filtro biológico existente na piscicultura estudada, consideramos útil o estudo de diferentes meios em trabalhos posteriores.

4.4.3 – Ozonizador

A eficiência do ozonizador foi mais notória na remoção dos nitritos (figura 3.30), visto terem-se verificado eficiências positivas para este parâmetro em todas as colheitas. A eficiência foi máxima em Julho₁ com 90,61% e mínima em Junho₂ com 5,78%. Este resultado vem de encontro ao descrito por diversos autores tais como RUETER e

JOHNSON (1995), SUGITA, *et al.* (1996), SUMMERFELT *et al.* (1997), BULLOCK *et al.* (1997) e KRUMINS *et al.* (2001a e b) que referem que a adição de ozono permite, de uma forma bastante efectiva, a diminuição da concentração de nitritos. Contudo, a percentagem de remoção de nitritos pelo ozonizador varia de autor para autor, de acordo com as doses de ozono ministradas. A título exemplificativo podemos dizer que apenas a eficiência verificada em Julho₁ (90,61%) se pode considerar satisfatória se considerarmos a eficiência de 82% obtida por SUMMERFELT *et al.* (1997) pela adição de 680 g de ozono/dia a um sistema de cultura de truta arco - íris com recirculação de água .

Relativamente à amónia a eficiência de remoção demonstrada foi baixa (figura 3.29) sendo apenas positiva para as colheitas de Agosto, Julho₁ e Novembro₁, com 0,82%, 11,37% e 35,60%, respectivamente. Perante estes resultados não nos é possível corroborar o descrito por KRUMINS *et al.* (2001a) que referem que a ozonização apresenta uma tendência global para a remoção de amónia dos sistemas de recirculação de aquacultura. Pelo facto de a adição de ozono oxidar o material particulado, é uma fonte deste nutriente dado que oxida os SST melhorando a sua remoção pelos sistemas de microfiltração (“microscreen”) (SUMMERFELT *et al.*, 1997).

Relativamente à eficiência do ozonizador na remoção de sólidos esta foi positiva na colheita de Junho₂ com 6,32% para os SST e em Julho₂ com 10,35% para os SSV (figuras 3.33 e 3.34).

Contudo não é possível avaliar a eficiência da remoção de sólidos deste sistema de tratamento de uma forma directa, pois é preciso ter em conta sistemas de filtração mecânica a ele associados. Com efeito, verifica-se que a ozonização aumenta a proporção de partículas de grandes dimensões na água ocorrendo um melhoramento da eficiência dos sistemas de filtração mecânica (por exemplo “screen filters”), nomeadamente em sistemas de recirculação (RUETER e JOHNSON, 1995, SUMMERFELT *et al.*, 1997, KRUMINS *et al.*, 2001a e b). Supõe-se que o melhoramento da eficiência se deve à coalescência das partículas pequenas noutras de maior tamanho, mais facilmente removíveis. (SUMMERFELT *et al.*, 1997)

SUMMERFELT *et al.* (1997) verificaram que a adição de ozono durante oito semanas permitiu reduzir os SST em 35%. Testes realizados na Los Angelles Water Filtration Plant demonstraram que o uso de ozono aumentou a eficiência da filtração em 55% e diminuiu a necessidade de floculação em 50% (RUETER e JOHNSON, 1995).

Relativamente aos nitratos a eficiência foi positiva nos meses de Julho₁, Julho₂ e Novembro₁ com 13,28%, 15,15% e 20,86%, respectivamente.

No que concerne aos fosfatos apenas se registou eficiência positiva na colheita de Julho₂.

Não procedemos à comparação com outros trabalhos pelo facto de não encontramos qualquer tipo de referência, relativamente a estes dois parâmetros, na literatura consultada.

Face ao exposto, pode facilmente verificar-se que os sistemas de tratamento implementados não permitem obter um efluente com qualidade adequada à sua recirculação. Ou seja, apesar de se verificar alguma redução do teor de nutrientes em situações de elevada concentração destes, essencialmente nas amostras de Verão, na generalidade o efluente “tratado” apresenta valores de amónia, fosfatos, nitritos e nitratos (tabelas 3.5 a 3.7) muito próximas das do efluente não tratado (tabela 3.4). Esta situação é ainda mais notória se a comparação for feita relativamente à água do mar que abastece a piscicultura (A_1 ou mesmo A_1'). O único parâmetro para o qual o sistema de tratamento apresenta alguma vantagem é para os SST.

4.5 – ALGUMAS CONSIDERAÇÕES SOBRE AS ANÁLISES EFECTUADAS NA PISCICULTURA

Neste ponto procederemos à discussão possível dos resultados obtidos pela análise das amostras realizada no laboratório da piscicultura utilizando duas técnicas analíticas diferentes, uma segundo o manual do fotómetro 7000 sc - Palintest, pertencente à piscicultura e outra segundo um Kit AquaMerck 1.08024. 001 – Testamónio, para dosear amónia em água salgada.

Esta campanha de colheitas realizada ao longo de um dia permitiu-nos estabelecer uma comparação entre a técnica usada na determinação dos diferentes nutrientes no nosso laboratório e as usadas, durante esse dia, no laboratório da piscicultura. Assim constamos que a utilização do fotómetro apresenta facilidades em relação à técnica descrita por AMINOT e CHAUSSEPIED (1983) para determinação de amónia, nitritos e nitratos. Esta facilidade prende-se com o facto de ser uma técnica mais simples e menos demorada que pode ser realizada *in situ*. No entanto os valores obtidos tendem a ser mais elevados pelo facto de a água não ser filtrada.

Através do Kit Testamónio a avaliação era muito subjectiva sendo difícil de determinar valores intermédios na escala fornecida.

Pela análise dos resultados obtidos para as eficiências de remoção de amónia (16,67%), nitritos (11,54%) e nitratos (-25,00%), pelo filtro biológico na colheita realizada às 17h20m, mais uma vez, verificamos a baixa eficiência de remoção destes nutrientes pelo referido sistema de tratamento. No entanto, verificamos também que ocorreu uma diminuição de amónia e de nitritos e um aumento de nitratos o que correspondeu a um desenvolvimento normal do processo de nitrificação.

Relativamente à eficiência do ozonizador mais uma vez se verificou uma maior taxa de remoção de nitritos (68,75%).

4.6 – ESTUDO PRELIMINAR DO BIOFILME

Como referido anteriormente o estudo do biofilme é considerado preliminar, consistindo apenas em duas amostragens efectuadas em Janeiro e Março de 2001, correspondendo, assim, a situações de Inverno.

No entanto, consideramos que este trabalho serve de base para outros posteriores, uma vez que fornece indicações sob a forma de extracção do biofilme existente no filtro biológico da piscicultura estudada e sobre os meios a utilizar para a cultura das bactérias.

A temperatura da água nas duas extracções efectuadas foi de 12,3 e 14,2 °C, respectivamente. Dado que a temperatura de incubação das culturas se processou a 25 °C é provável que algumas das bactérias presentes no biofilme não tenham crescido durante os períodos de incubação efectuados. De referir também que o método utilizado neste trabalho só permite a recuperação de bactérias cultiváveis, não se avaliando assim a diversidade total do biofilme.

Em trabalhos posteriores seria aconselhável efectuar colheitas tanto no Verão como no Inverno, bem como proceder a incubações a diferentes temperaturas. AUSTIN (1983) refere que a densidade das populações bacterianas no Inverno é, relativamente, baixa quando comparada com as contagens efectuadas no Verão, quando a temperatura da água é superior. Um trabalho realizado, pelo mesmo autor, demonstrou que existe uma

variação na distribuição sazonal do número de bactérias aeróbias heterotróficas isoladas numa piscicultura onde se realiza a fase de engorda .

Foi feita uma identificação preliminar das bactérias isoladas a partir do biofilme nos diferentes meios de cultura (NA, MA, NitA-s e NitA-c). A bactéria isolada na primeira extracção no meio NitA-c, sob condições de anaerobiose foi identificada como *Burkholderia cepacia* 92% (baixa discriminação). A baixa discriminação deve-se ao facto de se terem obtido resultados duvidosos relativamente a alguns testes efectuados através do sistema API NE. Para que esta dúvida fosse eliminada deveria efectuar-se um teste complementar específico.

Segundo o Bergey's Manual (1984) esta bactéria pertence ao grupo das *Pseudomonas* (anteriormente designada por *P. cepacia*). Algumas destas bactérias, anaerobicamente, podem usar nitrato como aceitador final de electrões. São quase sempre oxidase positiva e sempre catalase positiva (MADIGAN *et al.*, 2000). O isolado encontrado neste estudo era, no entanto, oxidase negativa.

A espécie *Burkholderia cepacia* não possui capacidade nitrificante, contudo, existem espécies do mesmo género, e muito semelhantes a esta no que concerne a outras características, nomeadamente a *P. picketti*, , que possuem essa capacidade.

A bactéria *Shewanella putrefaciens* identificada na segunda extracção do biofilme, também, pertence ao grupo das *Pseudomonas*, tendo já sido denominada com *P. putrefaciens* (Bergey's Manual, 1984). HOVANEC e DELONG (1996) descrevem-na como sendo uma bactéria heterotrófica muito próxima das oxidantes de amónia a nitrito (“amónia or nitrite oxidizeers”).

Existem muitas espécies de bactérias heterotróficas que usam a amónia como substrato e produzem tanto nitrito como nitrato, ou menos comum, um composto intermédio do ciclo do azoto, a hidroxilamina (KUENEN e ROBERTSON, 1994 *in* HOVANEC e DELONG, 1996). O cultivo de bactérias nitrificantes é especialmente desafiante por causa da sua taxa de crescimento lenta e pela frequente ocorrência de contaminação das culturas por bactérias heterotróficas (NEJIDAT e ABELIOVICH, 1994, VOYTEK e WARD, 1995 *in* HOVANEC e DELONG, 1996).

De forma a serem isoladas bactérias nitrificantes é necessário usar um meio de crescimento sem carbono orgânico, uma vez que não é completamente posta de lado a

dominância da nitrificação heterotrófica, dado que estas bactérias usam este composto como fonte de energia.

Os resultados obtidos não foram concludentes relativamente às espécies isoladas. Com efeito deveriam ter sido realizados testes complementares específicos para os diferentes géneros e espécies, de forma a serem eliminadas algumas dúvidas.

Neste estudo os problemas associados à classificação e identificação das bactérias marinhas podem ter estado relacionados com o facto de o sistema API NE ter sido desenvolvido para fins clínicos. Permite conhecer um perfil bacteriano que pode pertencer ou não à base de dados do referido teste, pelo que é de aconselhar a realização de testes tradicionais para comprovar os resultados obtidos.

Uma identificação mais concludente poderá ser obtida utilizando, para além dos testes fisiológicos referidos, testes de identificação genética usando, por exemplo, a análise do RNA 16S ribossomal.

Dado quatro das espécies de bactérias identificadas neste estudo pelo sistema API NE (*Shewanella putrefaciens*; *Shpingomonas paucimobilis*, *Burkholderia cepacia*, *Pseudomonas vesicularis*), pertencerem ao grupo das *Pseudomonas* seria pertinente, a realização do teste O/F (oxidativo/fermentativo) por ser obrigatório na identificação de bactérias deste grupo. O teste O/F permite diferenciar as bactérias pertencentes ao género *Pseudomonas* que produzem ácido aerobicamente, das bactérias entéricas que o produzem anaerobicamente.

TORANZO *et al.* (1993), através de um estudo efectuado em três pisciculturas de Pregado no Norte de Espanha (Galiza) concluíram que os grupos de bactérias predominantes eram *Pseudomonas* e *Vibrio*, correspondendo a um valor mínimo 80% do valor total de bactérias isoladas nas três unidades em culturas feitas nos meios MA, TSA (“Tryptic Soy Agar”) suplementado com 1% de NaCl, e TCBS (“thiosulphate citrate bile sucrose”), incubados a 22°C durante 48 – 72 horas.

PHATARPEKAR *et al.* (2002) encontraram *Aeromonas*, *Pseudomonas* e *Vibrio* numa unidade onde se praticava cultura de larvas de lagostim gigante. Para isolar as bactérias heterotróficas aeróbias totais usaram o meio NA, enquanto que para os últimos dois géneros usaram meios de crescimento específicos “Cetrimide Agar” e TCBS, respectivamente.

LEONARD *et al.* (2000) usando o meio MA, também, isolaram bactérias pertencentes a estes três géneros, num sistema de aquacultura experimental de recirculação de água.

Em futuros estudos realizados ao biofilme usado neste trabalho seria conveniente que os mesmos incidissem sobre a pesquisa de bactérias correspondentes aos géneros *Pseudomonas*, *Vibrio* e *Aeromonas*, através da utilização de meios específicos para cada um deles.

Visto o objectivo principal da utilização de um filtro biológico ser a nitrificação, também seria útil efectuar um estudo sobre bactérias nitrificantes nele presentes. O protocolo experimental usado, por exemplo, por HOVANEC e DELONG (1996) seria de aconselhar.

5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

As considerações finais apresentadas incidirão sobre dois dos aspectos fundamentais deste trabalho. Primeiro, a caracterização da piscicultura, nomeadamente, localização e características da água de entrada, bombagem e regime hidráulico, características do efluente total não tratado e eficiência dos sistemas de tratamento (filtro mecânico, filtro biológico e ozonizador). Segundo, o estudo preliminar efectuado ao biofilme do filtro biológico existente na piscicultura.

Caracterização da água usada na piscicultura

- A piscicultura está inserida numa zona sobre grande influência de factores externos /ambientais tais como a actividade agrícola e o ciclo de marés.
- A água de entrada na piscicultura (água do mar) apresenta valores normais para todos os parâmetros físico – químicos avaliados, à excepção dos nitratos, que representam cerca de 90% da carga de nutrientes.
- A água bombeada através da bomba de recurso situada na praia (capacidade de 4 l/s) representa apenas cerca de 2% da água necessária para a piscicultura. Além disso, esta água apresenta elevados teores de nitratos, possivelmente, oriundos da infiltração de água proveniente da actividade agrícola (rega).
- Os valores de sólidos suspensos atingiram na água de entrada da piscicultura concentrações mais elevadas no período de maior pluviosidade.
- Atendendo ao número de horas em que é possível bombagem de água do mar e face à necessidade de manter constante o débito de água na totalidade da piscicultura, pode dizer-se que a água que abastece as zonas de produção da mesma, nomeadamente a zona de engorda, é água do mar, misturada em grau variável com água recirculada.

- O regime hidráulico verificado ao longo do período de amostragem foi variável. O regime mais frequente foi o semi – fechado, com uma percentagem média de recirculação superior a 50%. O regime hidráulico está directamente dependente do número de horas de funcionamento da bomba grande localizada no mar. Assim, será mais próximo do aberto quando o número de horas de funcionamento da bomba grande for maior, o que se verifica para coeficientes de maré superiores a 3,3 m. Se a bombagem de água se verificar apenas durante um reduzido numero de horas, o regime registado será semi – fechado. Na ausência de bombagem de água através da referida bomba a piscicultura opera em regime fechado.

Caracterização do efluente produzido pela piscicultura

- A análise físico – química do efluente total não tratado, com origem na piscicultura estudada, permite afirmar a existência de um acréscimo significativo de amónia e fosfatos, relativamente à água do mar que abastece a piscicultura. Já para os nitratos (não directamente relacionados com a excreção dos peixes), os teores observados reflectem mais directamente os valores encontrados na água de entrada na piscicultura, a taxa de recirculação e o funcionamento do filtro biológico. Os teores em nitritos, apesar de serem também superiores aos da água do mar, além de serem também influenciados pelos factores referidos para os nitratos, dependem, ainda, do funcionamento do ozonizador.

Um efeito devido à época do ano (Verão / Inverno) e à alimentação dos animais, foi também observado para todos os parâmetros analisados.

- Relativamente à produção de amónia não foi possível estabelecer uma relação entre esta e a biomassa de peixe cultivado devido à interacção simultânea de vários factores. Contudo, a concentração de amónia foi mais baixa no Inverno antes da alimentação dos peixes e tende a ser mais elevada quer após alimentação, quer no Verão, para ambas as situações de alimentação consideradas.
- Os valores máximos de sólidos ocorreram no Inverno, ao contrário do descrito por outros autores que referem que se devem registar no Verão, quando a actividade, o

alimento e o crescimento dos animais são mais elevados. Este resultado estará, provavelmente, relacionado com o Inverno anormalmente chuvoso que se verificou no ano de estudo. Um efeito da carga estabilada também não será de negligenciar uma vez que esta foi mais elevada no Inverno. No entanto, convém ressaltar a existência de cargas de peixes anormalmente baixas na instalação durante este estudo, o que permite inferir um incremento no teor de sólidos do efluente para cargas superiores.

- Pelo facto dos tanques utilizados na engorda se encontrarem em série, e o fluxo de água se efectuar por gravidade, é importante definir medidas regulares do débito dos mesmos. Este dado é de extrema importância para o cálculo da carga dos nutrientes.
- Todos os pontos com relevância devem ser amostrados. Neste trabalho faltou efectuar a análise da amostra correspondente à água de entrada na zona de engorda, dado de extrema importância para se poder calcular a percentagem de água recirculada.
- Para conhecer a percentagem de água recirculada é necessário saber: o número de horas de funcionamento da bombagem (bombas do mar e bombas de recirculação); amperagem (pois a potência gasta permite obter uma ideia aproximada do volume de água captado); hora de arranque (relacionada com o tipo de maré); tempo de bombagem e tempo de recirculação.
- Atendendo a que a piscicultura estudada funciona em regime essencialmente semi – fechado, o volume de efluente para o meio receptor é substancialmente reduzido quando comparado com unidades que funcionam exclusivamente em circuito aberto.

Eficiência dos sistemas de tratamento

- No que respeita ao filtro mecânico (tipo Hydrotech) constatamos que a eficiência de remoção para os diferentes parâmetros analisados foi bastante inferior ao esperado. Verificou-se mesmo a adição de nutrientes ao efluente após passagem deste pelo filtro mecânico. Relativamente aos sólidos suspensos, os fracos resultados obtidos estarão relacionados com o diâmetro do poro da malha (60 µm) excessivo para estes tipos de

efluentes que possuem, na sua maioria, partículas com diâmetro inferior a 20 µm, e também com a colmatação do mesmo devido a “biofouling” (macroalgas).

- A eficiência do filtro biológico na remoção de amónia foi baixa, uma vez que o desenvolvimento normal do processo de nitrificação apenas se parece ter verificado em duas colheitas. A eficiência deste filtro foi positiva (de 26 a 60%) e mais elevada do que seria desejado, apenas para os sólidos suspensos. Os sólidos retidos no filtro provocaram a colmatação do mesmo e influenciaram certamente os resultados obtidos. Os sólidos, a curto prazo poderão contribuir para um aumento do teor de nutrientes dissolvidos no efluente como por exemplo fósforo e amónia.
- De um modo geral pode dizer-se que os sistemas de tratamento utilizados não serviram as suas funções visto na maioria das colheitas se observar uma proximidade elevada entre as características do efluente tratado e do efluente não tratado. O efluente tratado apresenta também uma carga muito elevada de nutrientes, quando comparado com a água do mar que abastece a piscicultura. Pelo exposto não nos parece um efluente muito adequado para recirculação.
- Para que a carga de sólidos seja diminuída seria necessária a implementação de sistemas de pré – tratamento (pré – concentração de sólidos) especialmente à saída dos tanques, bem como uma qualidade e uma distribuição adequadas do alimento uma vez que este, mesmo quando não ingerido, é uma fonte adicional de nutrientes para o efluente.
- Outra razão que poderá estar na origem das eficiências observadas nos sistemas de tratamento implementados diz respeito à colocação dos diferentes sistemas de tratamento que, provavelmente, não será a mais correcta.
- Os sólidos retidos em diversos pontos do sistema poderão a curto prazo contribuir para um aumento do teor de nutrientes dissolvidos no efluente nomeadamente para o caso do fósforo e da amónia.
- O ozonizador revelou possuir maior eficiência na remoção de nitritos, dado terem-se registado, em todas as colheitas efectuadas, eficiências de remoção positivas. Sabendo

que este tipo de tratamento químico apresenta elevada eficiência de remoção do carbono orgânico total, consideramos importante que se proceda à análise deste parâmetro em estudos posteriores. Além disso, é importante conhecer os valores deste parâmetro uma vez que o mesmo é referido na legislação.

- No que respeita aos sistemas de tratamento, este estudo pode servir de base para o melhoramento e / ou desenvolvimento de outros a conceber posteriormente. Para além da já mencionada alteração na disposição dos diferentes órgãos de tratamento seria útil fazer um estudo de diferentes matrizes (meios de enchimento) para o biofiltro.

Estudo preliminar do biofilme presente no biofiltro

- O estudo do biofilme foi reduzido neste trabalho devido à escassez de tempo. Esta limitação não nos permitiu obter conclusões concretas / exactas sobre as comunidades bacterianas existentes no filtro biológico. Consideramos importante a continuação do estudo do mesmo para que se obtenha um conhecimento pormenorizado do funcionamento do filtro biológico, de modo a poder melhorar o seu desempenho no futuro.
- O trabalho efectuado serviu, no entanto, para se obter informação de base para a extracção, isolamento e caracterização de microfloras existentes de sistemas de tratamento de efluentes em aquacultura marinha.

Contributo do presente trabalho para uma melhor adequação da legislação ambiental em vigor, às descargas das pisciculturas

- Uma comparação entre a legislação portuguesa existente sobre normas de qualidade da água (Decreto Lei 236/98 de 1 de Agosto) e o efluente estudado permite dizer que, para os parâmetros estudados e referidos na legislação vigente, os valores obtidos se

encontram dentro dos limites de referência (caso do pH) ou são mesmo substancialmente inferiores a estes (sólidos suspensos, amónia).

Contudo, as normas legislativas citadas são omissas relativamente a parâmetros importantes para a prevenção da hipernutrição e / ou eutrofização das águas costeiras, como é o caso das diferentes formas de azoto inorgânico e dos fosfatos.

Um conhecimento sobre o estado de referência do local de captação de água seria também fundamental, mas não é referido no citado diploma.

- Os critérios de qualidade da água referidos no Decreto Lei nº236/98 de 1 de Agosto, sob a forma de valores máximos recomendáveis ou admissíveis, fixada de acordo com os diversos fins a que a água se destina, são valores instantâneos (concentração em mg/l), não reflectindo o efeito causado por instalações funcionando sob regimes hidráulicos variáveis (contínuos, descontínuos, com fluxos fixos ou variáveis). É, assim, necessário conhecer as cargas diárias para cada poluente considerado.

Apesar das limitações inerentes à realização deste trabalho, os valores calculados para as cargas diárias de azoto e sólidos totais existentes no efluente são preocupantes sob o ponto de vista ambiental. Seria, então, de aconselhar a elaboração de estudos envolvendo balanços de massa para cada nutriente / poluente e para cada tipo de unidade de produção existente. Só com esta base se poderia pensar numa adaptação da legislação existente, elaborando-se, por exemplo, normas sectoriais de descarga para pisciculturas.

Contudo, qualquer esforço nesse sentido deverá contemplar, prioritariamente, um conhecimento do estado de referência, isto é, da qualidade da água existente em cada local de implantação de uma unidade de produção aquícola.

- Atendendo a que, com este trabalho, uma vez mais se confirmou serem os efluentes originados nas pisciculturas do tipo da estudada, afectados por factores locais (qualidade da água captada), marés (e taxa de recirculação associada), temperatura (estação do ano) e alimentação dos animais (jejum / pico de excreção), deverão ser estes aspectos tidos igualmente em consideração na redefinição dos valores de descargas permitidos para pisciculturas.

Assim, por exemplo, os valores mínimos de descarga de efluentes para este tipo de pisciculturas deverão ser baseados em amostragens realizadas no Inverno, fora da

época de temporais, antes da alimentação dos animais e sob o regime hidráulico mais favorável.

Os valores máximos poderão ser encontrados no Verão, sob o regime de recirculação máxima e no período de pico de excreção após a alimentação (diurno para a amónia e nocturno para a ureia).

- Também a amostragem mensal referida no Decreto Lei 236/98 de 1 de Agosto, seguida no trabalho efectuado por SOARES (2000) na mesma piscicultura, mostrou-se claramente insuficiente para este tipo de unidade piscícola.

No presente trabalho, uma contribuição para melhorar este aspecto consistiu no ajuste do esforço de amostragem aos principais factores determinantes das variações na qualidade da água do efluente, e referidos acima.

Contudo, parece-nos mais proveitosa ainda a realização de amostragens com periodicidade diária ou semanal, englobando as variáveis: local, época do ano, taxa de recirculação, alimentação, para que sejam obtidos e analisados os resultados sob todas as situações possíveis.

- A prossecução destes objectivos só será possível se nas pisciculturas se proceder à elaboração de um registo pormenorizado tipo “diário da piscicultura” englobando os seguintes aspectos: altura das marés; hora de início e hora de termo do funcionamento de bombas de captação de água do mar e de bombas de recirculação; amperagem das mesmas (isto é, capacidade real / prática das bombas); volume exacto dos tanques e débito dos mesmos; frequência de limpeza e desinfecções da unidade; hora de alimentação dos peixes, quantidade e tipo de alimento fornecido; quantidade não ingerida e, caso existam, registos dos parâmetros físico – químicos da água captada e do efluente, assim como características operacionais dos sistemas de tratamento existentes (tipo, eficiência, período de limpeza / desinfecções, horas de funcionamento, doses aplicadas em tratamentos como a ozonização) e outras informações consideradas relevantes.
- Finalmente, sendo a prevenção e o controlo integrados da poluição um objectivo importante no quadro da política comunitária do ambiente, e na linha traçada pelo Quinto Programa de Acção em Matéria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável,

torna-se necessário estabelecer medidas destinadas a evitar, ou reduzir as emissões, entre outros para a água.

Para tal, as melhores técnicas disponíveis devem ser aplicadas de modo a cumprir os valores limite de emissão existentes (Decreto Lei nº194/2000 de 21 de Agosto ; Decreto Lei 236/98 de 1 de Agosto).

Considerando que, em Portugal, a Aquacultura é uma actividade em expansão, mas que representa apenas 5% do volume de pesca efectuada e que os estabelecimentos existentes são de pequena dimensão (logo de baixo rendimento a curto prazo), para uma piscicultura sustentável urge pensar no desenvolvimento de sistemas de tratamento de efluentes eficientes e de baixo custo.

Para tal, torna-se necessário conhecer melhor a realidade da piscicultura intensiva de modo a se poder aconselhar as entidades produtoras por um lado e as entidades governativas (legisladoras) por outro.

Estudos como o que foi efectuado representam uma base de trabalho a prosseguir no futuro. As vertentes a desenvolver assentam na caracterização mais completa do efluente e no desenvolvimento / melhoramento de sistemas de tratamento economicamente viáveis. A valorização de efluentes via criação de sistemas integrados é também uma hipótese a considerar.

6 – BIBLIOGRAFIA

- AMINOT, A., CHAUSSEPIED, M. (1983) *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*. CNEXO, Brest. 394pp.
- AUSTIN, B. (1983) Bacterial microflora associated with a coastal, marine fish – rearing unit. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 63: 585 – 592.
- BAIRD, D. J., BEVERIDGE, M. C.M.; KELLY, L. A.; MUIR, J. F. (1996) *Aquaculture and Water Resource Management*. Institute of Aquaculture. Blackwell Science. 219 pp
- BARAK Y., VAN RIJN, J. (2000) Biological phosphate removal in a prototype recirculating aquaculture treatment system. *Aquacultural Engineering*, 22: 121 – 136.
- BAUTISTA, C.(1991) *Peces Marinos – Tecnologia de Cultivo*. Ediciones Mundi – Prensa. 148pp.
- BITTON, G. (1994) *Wastewater Microbiology*. JohnWiley and Sons, Inc., Publication. 478pp.
- BLANCHETON, J. P. (2000) Developments in recirculation systems for mediterranean fish species. *Aquacultural Engineering*, 22: 17 – 31.
- BLANQUET, M.I.M (1999) *Restrição alimentar de juvenis de Pregado (Scophthalmus maximus)*. Dissertação de Mestrado em Recursos Naturais. I.C.B. Abel Salazar.
- BOLEY, A., MÜLLER, W. – R., HAIDER, G. (2000) Biodegradable polymers as solid substrate and biofilm carrier for denitrification in recirculated aquaculture systems. *Aquaculture Engineering*, 22: 75 – 85.
- BORGES, M.T., MOREIRA, L. (1999) Tratamento e valorização de efluentes agro – industriais – análise de dois casos de estudo. *Actas da 6ª Conferência Nacional do Ambiente*, 3: 391 – 400.

- BROCKWAY, C., FITZSIMMONS, K., PIEDRAHITA, R. H., ZACHERITZ – II, W.H. (1996) Evaluation of solids removal systems for Aquaculture. *In: Successes and failure in commercial recirculating, Aquacult. NRAES – 98. Volume 1.*

- BULLOCK, G. L., SUMMERFELT, S. T., NOBLE, A. C., WEBER; A. L., DURANT, M. D., HANKINS, J. A. (1997) Ozonation of a recirculating rainbow trout culture system. I – Effects on bacterial gill disease and heterotrophic bacteria. *Aquaculture*, 158: 43 – 55.

- BUREL, C., PERSON - LE RUYET, J., GAUMET, F., LE ROUX, A., SÉVÈRE, A., BOEUF, G. (1996) Effects of temperature on growth and metabolism in juvenile turbot. *Journal of Fish Biology*, 49: 678 – 692.

- CACERES – MARTINEZ C., CADENA – ROA M., METAILLIER R. (1984) Nutrition requeriments of Turbot (*Scophthalmus maximus*): I: A preliminary study of protein and lipid utilization. *Journal of the World Mariculture Society*, 15: 191 – 202.

- CARVALHO, V., DINIZ, M. (1998) Pregado (Rodvalho) (*Scophthalmus maximus*). *In: HENRIQUES, M. A.(Editor), Manual de Aquacultura. 1ª edição. 207 pp*

- CHEN, S., C.; TIMMONS, M.B.; ANESHANSLEY, D.J.; BISOGNI, J.J.Jr (1993) Suspended solids characteristics from recirculating systems and design implications. *Aquaculture*, 112: 143 – 155.

- CRIPPS, S. J. (1995) Serial particle size fractionation and characterisation of an aquacultural effluent. *Aquaculture*, 133: 323 – 339.

- CRIPPS, S.J., KELLY, L.A.(1996) Redutions in wastes from aquaculture. *In: BAIRD, D.J., BEVERIDGE, M-C.M, KELLY, L.A., MUIR, J.F. (Eds), Aquaculture and Water Resource Management. Blackwell, Oxford, pp 166 – 201.*

- CRIPPS, S. J., BERGHEIM, A. (2000) Solids management and removal for intensive land – based aquaculture prodution systems. *Aquacultural Engineering*, 22: 33 – 56.

- DOSDAT, A. (1992) L'excretion chez les poissons Téléostéens. I – Azote. *La Pisciculture Française. N° 108: 25 – 40.*

- DOSDAT, A. (1992) L'excretion chez les poissons Téléostéens. II – Phosphore. *La Pisciculture Française*. N° 109: 18 – 29.

- DOSDAT, A., PERSON – LE RUYET, J., BLANCHETON, J.P., CHARTOIS, H. (1994) Ammonia in intensive marine fish culture: importance and control. CEMAGREF. Editions 1994: 103 – 108.

- DOSDAT, A., GAUMET, F., CHARTOIS, H. (1995) Marine aquaculture effluent monitoring: methodological approach to the evaluation of nitrogen and phosphorus excretion by fish. *Aquaculture Engineering*, 14: 59 – 84.

- DOSDAT, A., MÉTAILLER, R. TÉTU, N., SERVAIS, F., CHARTOIS, H., HUELVAN, C., DESBRUYÈRES, E. (1996) Nitrogenous excretion in juvenil turbot, *Scophthalmus maximus (L.)*, under controlled conditions. *Aquaculture Research*, 26: 639 - 650.

- DOSDAT, A., SERVAIS, F., MÉTAILLER, R., HUELVAN, C., DESBRUYÈRES, E. (1996) Comparision of nitrogenous losses in five teleost fish species. *Aquaculture*, 141: 107 – 127.

- GOMES, E. S., REMA, P.A. (1997) Desenvolvimento da aquacultura como um sistema de produção animal em equilíbrio com o meio ambiente. *Revista Portuguesa de Zootecnia*, Ano IV, N°2, 47 – 59.

- GONZÁLEZ, J.F. (1996) Wastewater treatment in the fishery industry. *FAO Fisheries Technical Paper* – 355.

- GROTTUM, J. A., STAURNES, M., SIGHOLT, T. (1997) Effect of oxygenation, aeration and pH control on water quality and survival of turbot, *Scophthalmus maximus (L.)*, kept at high densities during transport. *Aquaculture Research*, 28: 159 – 164.

- HAGOPIAN, D., S., RILEY, J.G. (1998) A closer look at the bacteriology of nitrification. *Aquacultural Engineering*, 18(4): 223 - 244.

- HANDY, R.D., POXTON, M.G. (1993) Nitrogen pollution in mariculture: toxicity and excretion of nitrogenous compounds by marine fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 3: 205 – 244.

- HEITOR, A.M.F. (2001a) Contaminação de águas subterrâneas por actividades agrícolas e pecuárias na região entre Douro e Minho. *In: MORAIS, C., TEIXEIRA, F., VASCONCELOS, L., RIBEIRO M., LIMA, M., SENA ESTEVES, T, BELEZA, V. (Edts) Conferência Internacional sobre a Água Instituto Superior de Engenharia do Porto. Instituto Politécnico do Porto. Porto, Portugal. 26 a 29 de Junho de 2001:71 – 81.*

- HEITOR, A.M.F. (2001b) Nitratos nas águas subterrâneas no norte de Portugal. *In: MORAIS, C., TEIXEIRA, F., VASCONCELOS, L., RIBEIRO M., LIMA, M., SENA ESTEVES, T, BELEZA, V. (Edts). Conferência Internacional sobre a Água. Instituto Superior de Engenharia do Porto. Instituto Politécnico do Porto. Porto, Portugal. 26 a 29 de Junho de 2001: 63 - 70.*

- HOVANEC, T., DeLONG, E. (1996) Comparative analysis of nitrifying bacteria associated with freshwater and marine aquaria. *Applied and Environment Microbiology*, Vol. 62, Nº8: 2888 – 2896.

- HUSSENOT, J., BROSSARD, N., LEFEBVRE, S., BENET, A. (1995) Traitement par lagunage des effluents d'une pisciculture marine intensive: qualité des eaux et des sédiments. "La qualité de l'eau". *Actes de Colloque. IFREMER - CNRS, France.*

- HUSSENOT, J., LEFEBVRE, S., BROSSARD, N. (1998) Open – air treatment of wastewater from land – based marine fish farms in extensive and intensive systems: current technology and future perspectives. *Aquat. Living Resour*, 11(4): 297 – 304.

- IGLESIAS, J., OLMEDO, M., OTERO, J. J., PELETEIRO, J. B., SOLÓRZANO, M. R. (1987) Growth, under laboratory conditions, of turbot, *Scophthalmus maximus*, from the Ria de Vigo (north – west Spain). *Marine Biology*, 96: 11 –17.

- KNÖSCHE, R. (1994) An effective biofilter type for eel culture in recirculating systems. *Aquacultural Engineering*, 13: 71 – 82.

- KRUMINS, V., EBELING, J. M., WHEATON, F. (2001a) Part – day ozonation for nitrogen and organic carbon control in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 24: 231 – 241.

- KRUMINS, V., EBELING, J. M., WHEATON, F. (2001b) Ozone's effects on power – law size distribution in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 25: 13 – 24.

- LANDAU, M. (1992) *Introduction to Aquaculture*. John Wiley & Sons, Inc. New York. 437 pp

- LEHTOLA, M. J., MIETTINEN, I. T., VARTIAINEN, T., MYLLYKANGAS, T., MARTIKAINEN, P. J. (2001) Microbially available organic carbon, phosphorus, and microbial growth in ozonated drinking water. *Water Resource*, Vol.35, 7: 1635 – 1640.

- LEKANG, O., KLEPPE, H. (2000) Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. *Aquacultural Engineering*, 21: 181 – 199.

- LEMARIÉ, G , MARTIN, J.L.M., DUTTO, G., GARIDOU, C. (1998) Nitrogenous and phosphorus waste production in a flow – through land – based farm of European sabass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquat. Living Resour*, 11(4): 247 – 254.

- LEONARD, N., BLANCHETON, J.P., GUIRAUD, J.P. (2000) Populations of heterotrophic bacteria in a experimental recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, Vol.22(1 –2): 109 – 120.

- LILTVED, H., HEKTOEN, H., EFRAIMSEN, H. (1995) Inactivation of bacterial and viral fish pathogens by ozonation or UV irradiation in water of different salinity. *Aquacultural Engineering*, 14: 107: 122.

- MADIGAN, M.T., MARTINKO, J.M., PARKER, J. (2000) *Brock biology of microorganisms*, 9th ed. New Jersey.

- METAILLER. R., DOSDAT, A. (1994) Caracterisation des rejets azotes engendres par le jeune Turbot, *Scophthalmus maximus*. Comparaison avec d'autre especes d'interet aquacole. IFREMER.

- METCALF, EDDY, INC., *Wastewater Engineeiring. Treatment Disposal. Reuse*. 3rd Ed. McGraw – Hill International Editions. Civil Engineeiring Series. 1334 pp.

- MIDLEN, A., REDDING, T. (1998) *Environmental Management for Aquaculture*. Chapman & Hall. London. 223 pp.

- MORALES, J. C. (1991) *Acuicultura Marina Animal*. 3^a ed. Ediciones Mundi – Prensa. 629 pp

- MOREIRA, L. M. M. (1995) *Avaliação das possibilidades de aproveitamento de efluentes piscícolas marinhos e de subprodutos da indústria alimentar para a produção de microalgas*. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada. FCUP. Porto.

- MOREIRA de JESUS, T.M.G. (1996) *Avaliação da eficiência e impacto da ETAR de Albergaria – a – Velha através da análise das comunidades de macroinvertebrados bentónicos*. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada. FCUP. Porto.

- NIJHOF, M., BOVENDEUR J. (1990) Fixed film nitrification characteristics in sea – water recirculation fish culture systems. *Aquaculture*, 87: 133 – 143.

- NIJHOF, M. (1995) Bacterial stratification and hydraulic loading effects in a plug – flow model for nitrifying trickling filters applied in recirculating fish culture systems. *Aquaculture*, 134: 49 – 64.

- ORVAY, F. C. (1993) *Acuicultura Marina: Fundamentos Biológicos e Tecnologia de la Producción*. Universitat de Barcelona. 709 pp

- PARKER, S. P. (1982) *Synopsis and classification of living organisms*. Mc Graw – Hill (ed.). New York.

- PERSON – LE RUYET, J., BAUDIN – LAURENCIN, F., DEVAUCHELLE, N., MÉTAILLER, R., NICOLAS, J., ROBIN, J., GUILLAUME, J. (1991) Culture of turbot (*Scophthalmus maximus*). In: *Handbook of Mariculture*. Volume II. Finfish Aquaculture. James, P. McVey (Editor). CRC Press, Boca Raton: 21 – 41.

- PERSON – LE RUYET, J. (1992) L'élevage du turbot en Europe. *La Pisciculture Française* N°112.

- PERSON – LE RUYET, J., DELBARD, C., CHARTOIS, H., LE DELLIOU, H. (1997) Toxicity of ammonia to turbot juveniles: 1 – effects on survival, growth and food utilisation. *Aquat. Living Resour.*, 10: 307 – 314.

- PHATARPEKAR, P.V., KENKRE, V.D., SREEPADA, R.A., DESAI, U.M., ACHUTHANKUTTY (2002) Bacterial flora associated with larval rearing of the giant freshwater prawn, *Macrobrachium rosenbergii*. *Aquaculture*, 203: 279 – 291.

- PILLAY, T.V.R. (1992) *Aquaculture and Environment*, Fishing Newsbooks, 189pp

- RHEE, S-K., LEE, G.M., YONG, J-H., PARK, Y-H., BAE, H-S., LEE, S-T. (1997) Anaerobic and aerobic degradation of pyridine by a newly isolated denitrifying bacterium. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol.63, n°7: 2578 – 2585.

- RUETER, J., JONNISON, R. (1995) The use of ozone to improve solids removal during disinfection. *Aquacultural Engineering*, 14: 123 – 141.

- SERVAIS, F. (1994) *Caracterisation des rejets azotes engendres par le jeune turbot, *Scophthalmus maximus* L. Comparasion avec d'autres espèces d'interet aquacole*. IFREMER. Memoires de fin d'etudes. Centre de Brest. 92pp.

- SOARES, Rosa de Jesus Bento (2000) *Avaliação das possibilidades de tratamento de um efluente piscícola marinho por microalgas*. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada. FCUP. Porto.

- STALEY, J.T., BRYANT, M.P., PFENNIG, N., HOLT, J.G. (1989) *Bergey's manual of systematic bacteriology*. Volume 3. Williams & Wilkins. Baltimore.

- STRICKLAND, J. D. H., PARSON, T. R. (1972) *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Bulletin. 2 ed.. Fisheries Research Board of Canada. Ottawa. 310pp

- SUGITA, H., MITA, J., DEGUCHI, Y. (1996) Effect of ozone treatment on amylases in seawater. *Aquaculture*, 141: 77 – 82.

- SUMMERFELT, S.T., HANKINS, J.A., WEBER, A.L., DURANT, M. D. (1997) Ozonation of a recirculating rainbow trout culture system. II – Effects on microscreen filtration and water quality. *Aquaculture*, 158: 57 – 67.

- TÉTU, N. (1996) *Utilisation de l'azote, du phosphore et de la matière organique pour les juvenil du Turbot (*Scophthalmus maximus*, L): essai de modélisation à partir de l' aliment, la taille et la température*. Thèse pour Le diplôme d' état de Docteur Vétérinaire. Faculté de Medicine de Nantes. France.

- TORANZO, A.E., NOVOA, B., ROMALDE, J.L., NÚÑEZ S., DEVESA, S., MARIÑO, E., SILVA, R., MARTÍNEZ, E., FIGUERAS, A., BARJA, J.L. (1993) Microflora associated with healthy and diseased Turbot (*Scophthalmus maximus*) from three farms in northwest Spain. *Aquaculture*, 114: 89 – 202.

- TOVAR, A.; MORENO, C., MÁNUEL – VEZ, M., GARCIA – VARGAS, M. (2000) Environmental impacts of intensive aquaculture in marine waters. *Water Research*, 34, Nº1: 334 – 342.
- VAN RIJN, J. (1996) The potencial for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture – A review. *Aquaculture*, 139: 181 – 201.
- WHEATON, F. W. (1977) *Acuicultura: diseño y construccion de sistemas*. AGT Editor, S.A. 703pp.
- Decreto Lei nº236/98 de 1 de Agosto
- Decreto Regulamentar nº14/2000 de 21 de Setembro

ANEXO I – CURVAS DE CALIBRAÇÃO

Devido ao facto de a salinidade interferir nos doseamentos de nutrientes efectuados seguiram-se as recomendações de AMINOT e CHAUSSEPIED (1983) elaborando-se curvas de calibração com padrões diluídos em água do mar artificial ensaiando-se ainda as gamas de concentrações mais adequadas às amostras do efluente a analisar. Algumas das rectas de calibração obtidas para os parâmetros amónia, nitratos, nitritos e fosfatos estão representadas pelas figuras I-1, I-2, I-3 e I-4 respectivamente.

• Amónia

Para a elaboração das curvas de calibração da amónia foram utilizadas as seguintes concentrações: 0,5-1-2,5-5-10 e 20 $\mu\text{moles/L}$ (AMINOT e CHAUSSEPIED, 1983).

O valor de R^2 obtido foi 0,9996, sendo $y=0,0121x+0,0212$.

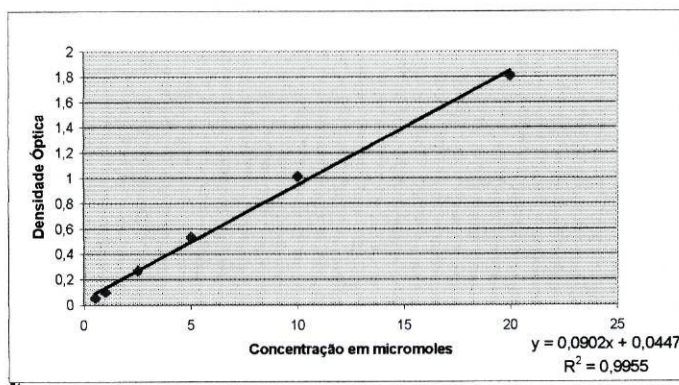


Figura I - 1 - Curva de calibração para a amónia.

• Nitratos

Para a elaboração das curvas de calibração dos nitratos foram utilizadas as seguintes concentrações: 0,1-0,2-0,5-1,0 e 2,0 $\mu\text{moles/L}$ (AMINOT e CHAUSSEPIED, 1983).

O valor de R^2 obtido foi 0,9987, sendo $y=0,0349x+0,0856$.

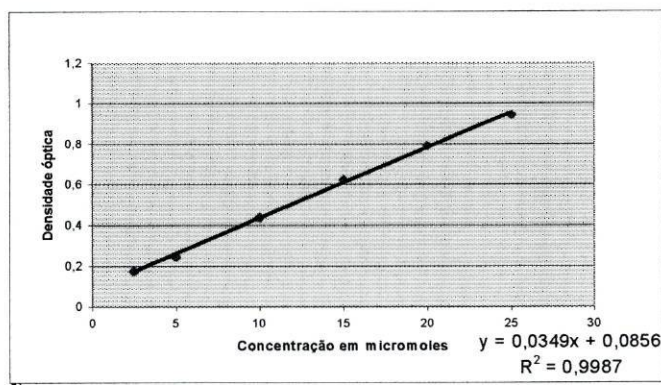


Figura I - 2 – Curva de calibração para os nitratos.

• Nitritos

Para a elaboração das curvas de calibração dos nitritos foram utilizadas as seguintes concentrações: 0,1-0,2-0,5-1-2 e 4 $\mu\text{moles/L}$ (AMINOT e CHAUSSEPIED, 1983).

O valor de R^2 obtido foi 0,9987, sendo $y=0,0535x-0,0019$.

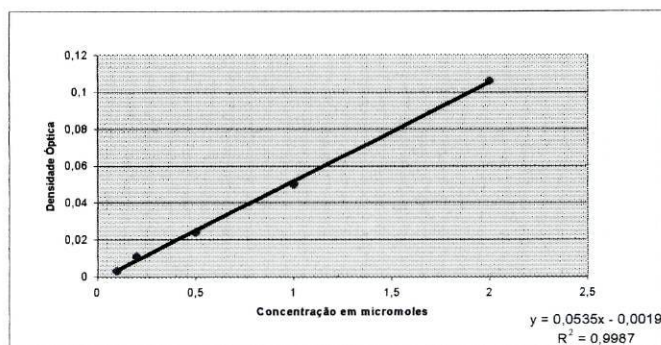


Figura I - 3 – Curva de calibração para os nitritos.

- **Fosfatos**

Para a elaboração das curvas de calibração dos fosfatos foram utilizadas as seguintes concentrações: 2,5-5-10-15-20 e 25 $\mu\text{moles/L}$ (AMINOT e CHAUSSEPIED, 1983).

O valor de R^2 obtido foi 0,9979, sendo $y=0,0207x+0,0006$.

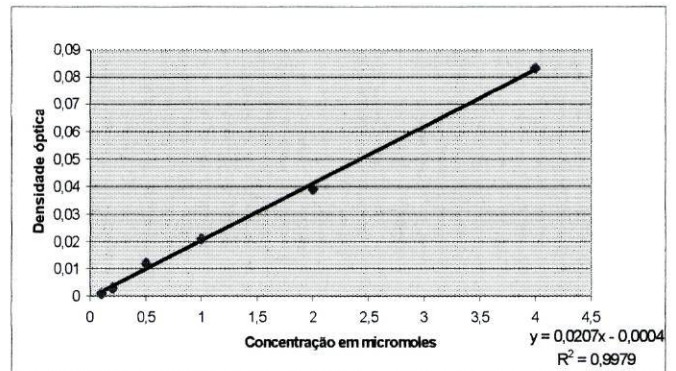


Figura I - 4 – Curva de calibração para os fosfatos.

ANEXO II – ANÁLISE ESTATÍSTICA

• ANÁLISE DE REGRESSÃO PARA A AMOSTRA A₁/A₁'

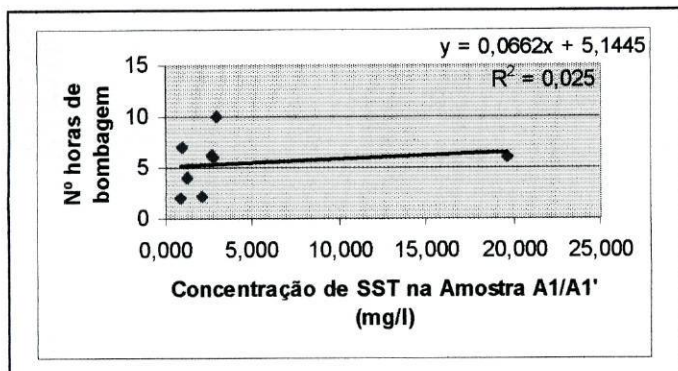


Figura II-1: Regressão linear: Concentração de SST na SST e nº de horas de bombagem

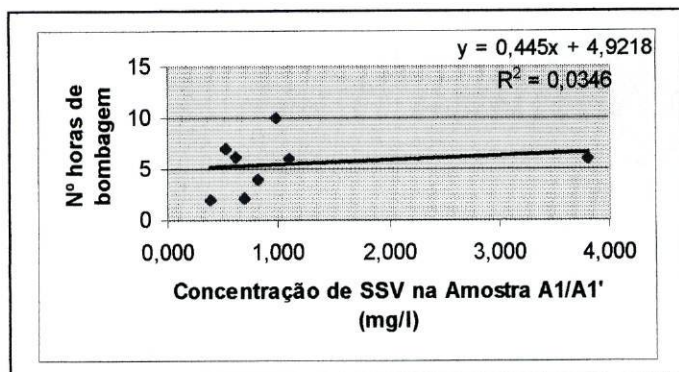


Figura II-2: Regressão linear: Concentração de SSV e nº de horas de bombagem

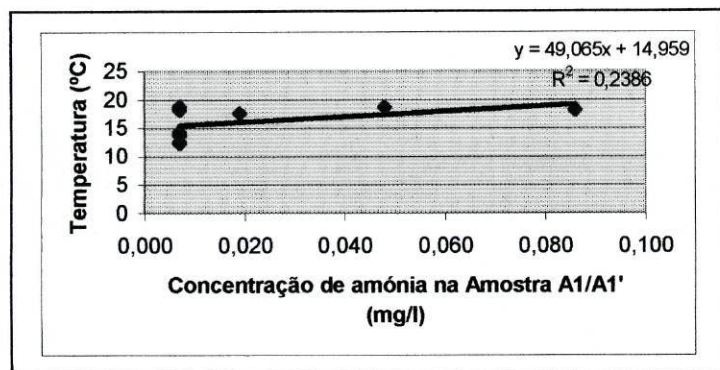


Figura II-3: Regressão linear: Concentração de amônia e temperatura

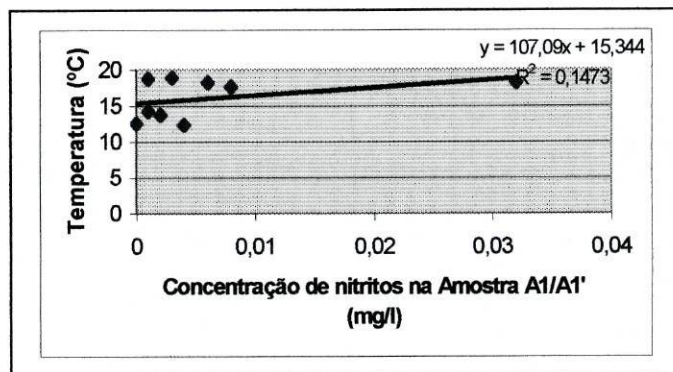


Figura II-4: Regressão linear: Concentração de nitritos e temperatura

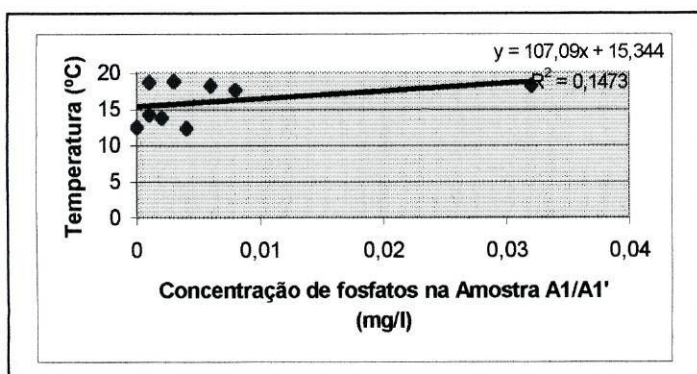


Figura II-5: Regressão linear: Concentração de fosfatos e temperatura

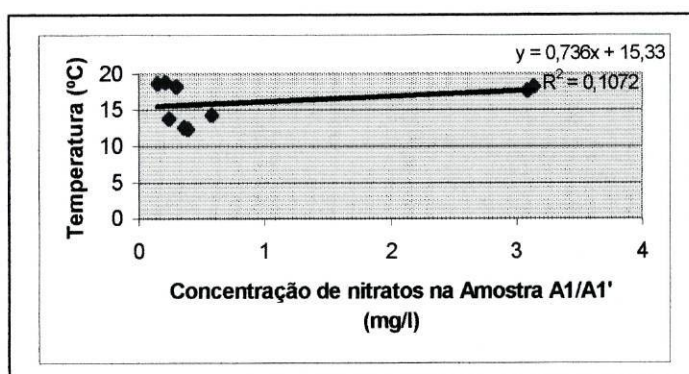


Figura II-6: Regressão linear: Concentração de nitratos e temperatura

• ANÁLISE DE REGRESSÃO LINEAR PARA A AMOSTRA A₂

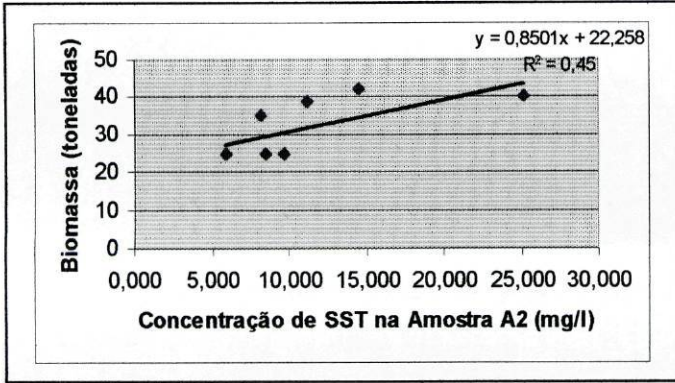


Figura II-7: Regressão linear: Concentração de SST e biomassa

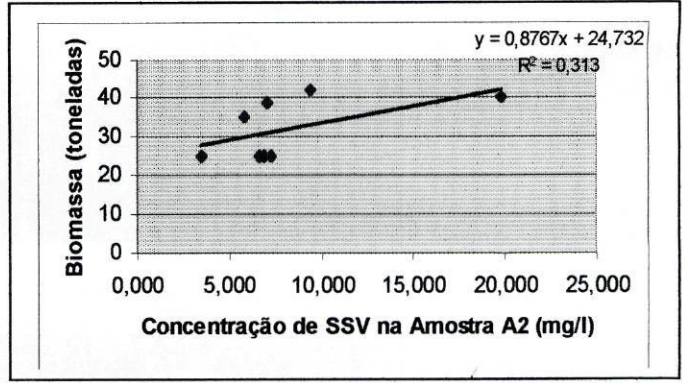


Figura II-8: Regressão linear: Concentração de SSV e biomassa

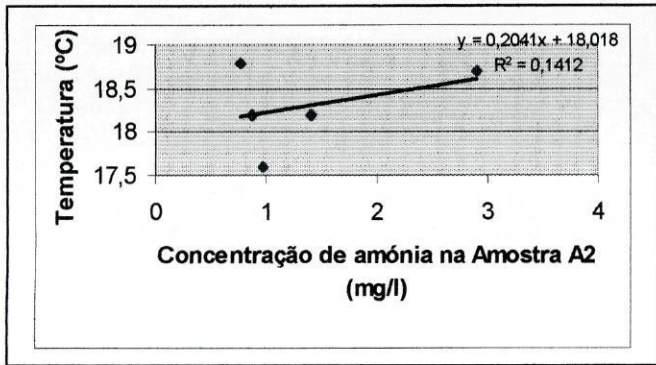


Figura II-9: Regressão linear: Concentração de amônia e temperatura

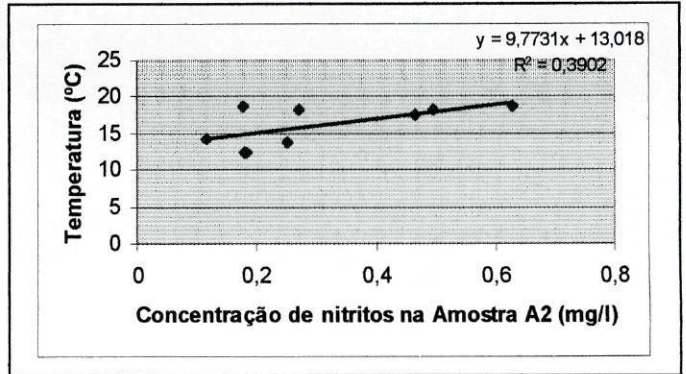


Figura II-10: Regressão linear: Concentração de nitritos e temperatura

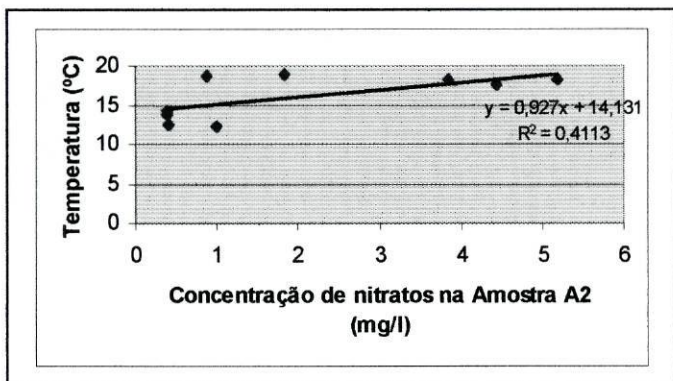


Figura II-11: Regressão linear: Concentração de nitratos e de temperatura

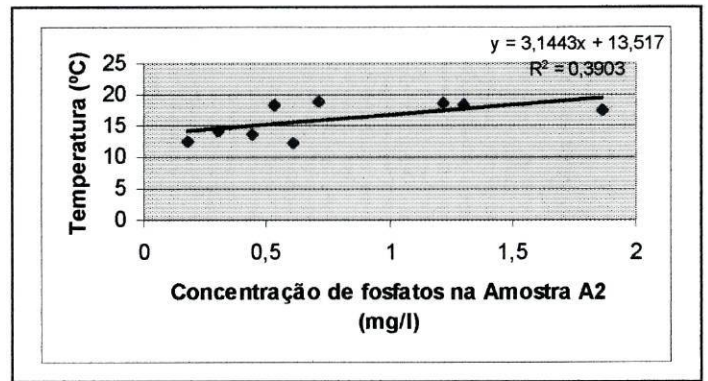


Figura II-12: Regressão linear: Concentração de fosfatos e temperatura

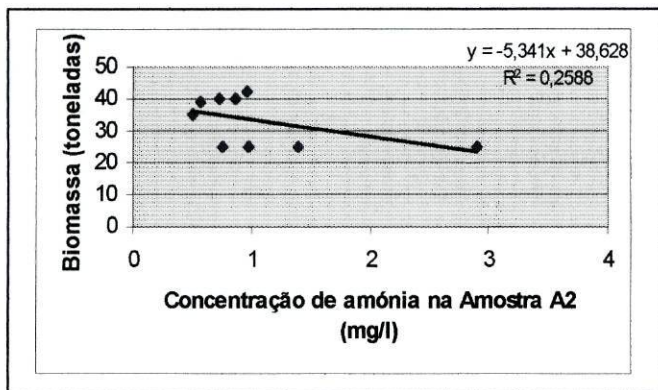


Figura II-13: Regressão linear: Concentração de amônia e biomassa

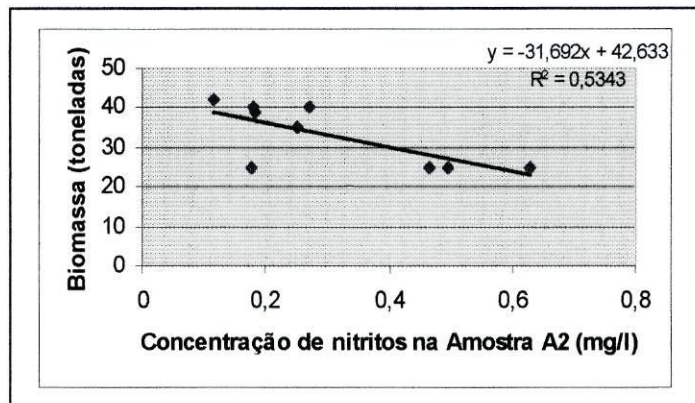


Figura II-14: Regressão linear: Concentração nitritos e biomassa

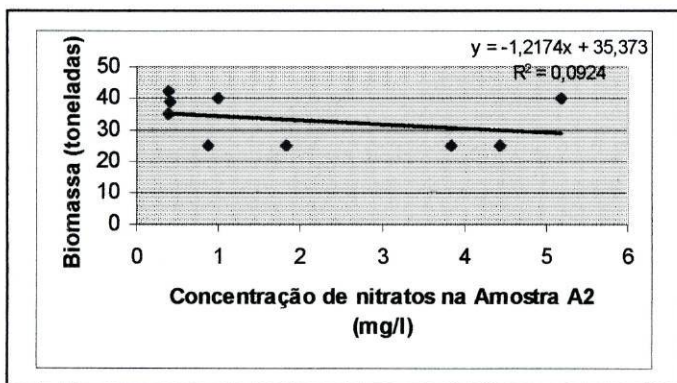


Figura II-15: Regressão linear: Concentração de nitratos e de biomassa

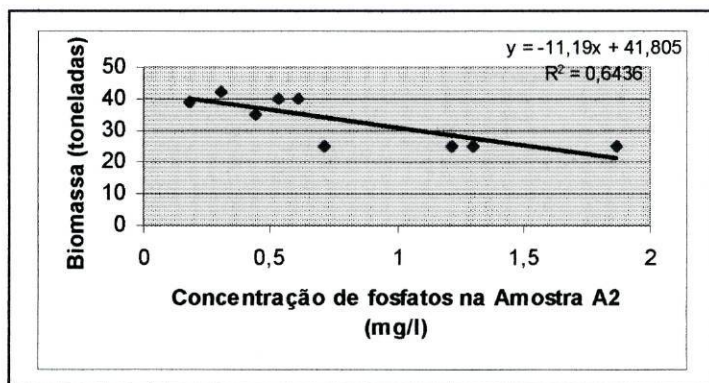


Figura II-16: Regressão linear: Concentração fosfatos e biomassa

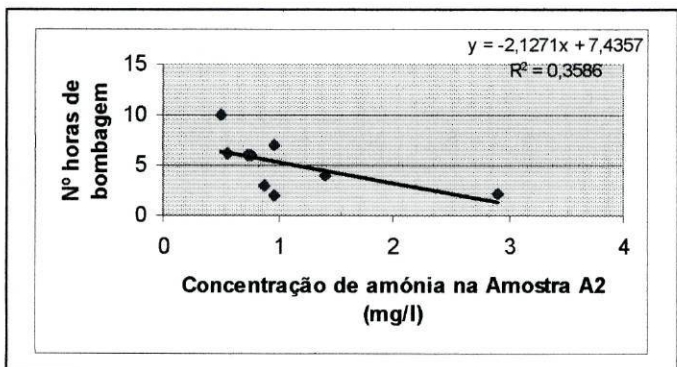


Figura II-17: Regressão linear: Concentração de amônia e nº de horas de bombagem

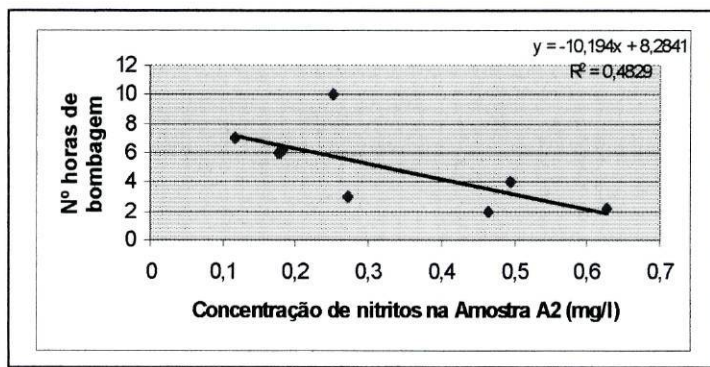


Figura II-18: Regressão linear: Concentração nitritos e nº de horas de bombagem

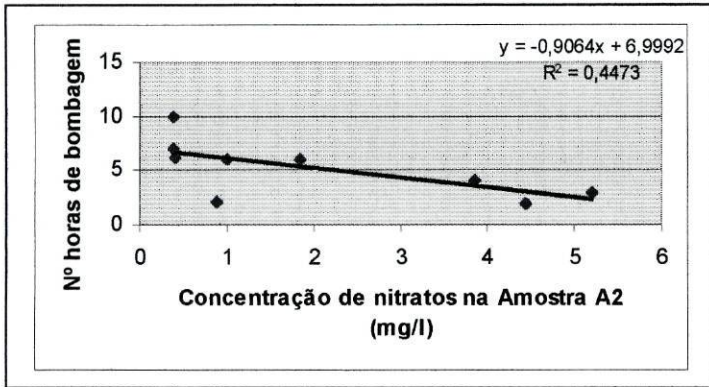


Figura II-19: Regressão linear: Concentração de nitratos e nº de horas de bombagem

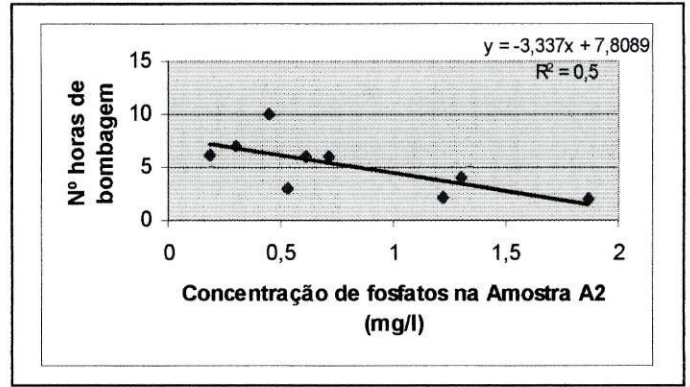


Figura II-20: Regressão linear: Concentração fosfatos e nº de horas de bombagem